

ANÁLISIS DE LAS PERTURBACIONES ANTROPOGÉNICAS SOBRE LAS BIOCENOSIS MARINAS DE SUSTRATO DURO

TESIS DOCTORAL

MANUEL J. MAESTRE DELGADO



D. JOSÉ CARLOS GARCÍA GÓMEZ, CATEDRÁTICO DEL DEPARTAMENTO DE ZOOLOGÍA DE LA UNIVERSIDAD DE SEVILLA Y FREE BESPINOSA TORRE, PROFESOR TITULAR DEL DEPARTAMENTO DE ZOOLOGÍA DE LA UNIVERSIDAD DE SEVILLA.

CERTIFICAN QUE: D. MANUEL JESÚS MAESTRE DELGADO, licenciado en Biología, ha realizado bajo su dirección y en el Departamento de Zoología de la Universidad de Sevilla, la memoria titulada “Análisis de las perturbaciones antropogénicas sobre las biocenosis marinas de sustrato duro”, reuniendo el mismo las condiciones necesarias para optar al grado de doctor.

Sevilla, 8 de octubre 2015

Vº Bº de los directores:




Fdo. José Carlos García Gómez



Fdo. Free Espinosa Torre

El interesado:



Fdo. Manuel Jesús Maestre Delgado

A mi familia

*“Sólo existen los átomos y el vacío,
todo lo demás es opinión”*

—Demócrito

“El agua es el elemento y principio de las cosas”

—Tales de Mileto

AGRADECIMIENTOS

Llega el momento de encarar estas líneas que tan lejanas se antojaban y que parecen anunciar el final de este largo periplo llamado “Tesis Doctoral”. El resultado es un cúmulo de información que pretende, modestamente, aportar algunos datos que contribuyan a afrontar el gran reto que representa avanzar en el conocimiento de nuestras costas. Detrás de estas páginas se esconde el apoyo de un grupo de personas que han hecho posible la realización de este trabajo y por los cuales profeso una gran admiración y cariño. Espero dejar constancia de todos ellos.

A mi familia, porque actualmente no creo que puedan existir muchas cosas que le den tanto sentido a todo en este devenir de días que supone afrontar el futuro. Ellos han estado especialmente cerca de todo este proceso porque una gran parte de mi tiempo ha estado inmerso, en muchas ocasiones literalmente, en su desarrollo. Gracias por aguantarme y, sobre todo a mis hijos, pedirles perdón por no poder evitar intentar transmitirles mi fascinación por el mar. No sé si les valdrá de algo pero a mí me ha servido para vivir momentos únicos.

A José Carlos García Gómez que me dio la oportunidad de escribir esta tesis, permitiéndome adentrarme en el mundo de la biología marina del cual tantas veces había querido formar parte. La labor que José Carlos realiza para contribuir a mejorar el conocimiento del medio marino, especialmente en las costas del Estrecho, resulta difícilmente abarcable y valorable. En todos estos años de entrega al estudio de la biología marina ha conseguido no sólo desarrollar personalmente una labor investigadora de primer nivel (ampliamente reconocida), sino que además ha logrado que muchos biólogos neófitos salten al mar desde las “costas sevillanas”. Se podría decir que lo que no han conseguido algunas promesas electorales, entiéndase “una playa pa’ los sevillanos”, lo ha conseguido José Carlos con su inigualable entrega y devoción extrema por el mar (Liliana sabe mejor que nadie de lo que hablo).

A Free y Roi, los cuales en un sentido literal deberían ser coautores de este trabajo. Comenzaré robándole algunas palabras a la tesis de Free y me referiré a ellos como “los auténticos Makeihans” y cuando me quiera incluir yo, lo reduciré a un trillado, aunque universalmente conocido, “trío calavera”. También existe un termino de

nuevo cuño: “Tragapanes” (para más detalle véase Navarro, 2015). Carlos, si hubieras llegado antes, seguro que habrías sido otro “auténtico Makeihan”. Gracias por hacer que las campañas en Tres Forcas fueran aun mejores. Vuelvo con Free y Roi que me despisto. Indudablemente, no caben en estas líneas un reflejo del tiempo que hemos pasado juntos. He perdido la cuenta y casi que podría utilizar como referencia temporal de mis memorias un corte del tipo: antes o después de conocer a Free y Roi. Podría desempolvar muchas anécdotas en la que “los auténticos Makeihans” son actores principales. No sé porqué pero las que recuerdo con más frescura siempre son, ahora citaré algún informativo meteorológico, “de marejada a fuerte marejada en el Estrecho”. Supongo que la sensación de que no voy a tener que preocuparme por el devenir del futuro (véase segundo párrafo del presente texto) crea una huella imborrable para bien o para mal. Bueno, al final, indudablemente siempre se termina transformando en “batallita” y nunca están de más porque con suerte, pueden convertirse en un sabio consejo o advertencia. Seré breve: recuerdo a Roi leyendo una novela entera de Stephen King (él es un lector ávido) sobre una Zodiac tras haber quedado eliminado durante una de esas famosas campañas ceutíes. Lo resumiré, actualizándolo en formato televisivo, con un... “elegir chanclas playeras para muestrear en escolleras: ¡¡Error!!”. Por cierto, lo de las campañas ceutíes es lo que usa el LBM para convertir a enclenques e inexpertos recién licenciados en aguerridos e inconscientes “navy seals”, dispuestos a enfrentarse “face to face” con cualquier súper ola para salvar todo lo que se ha apuntado en el “cuadernito” (con tal de no empezar otra vez). Otra: Free con las espinillas desolladas, totalmente empapado con viento de poniente justo en el ocaso. Como cualquiera podría imaginarse, uno se dirige de vuelta a la estación con mala cara pero tratándose de Free uno percibe que el nivel de cansancio acumulado está llegando al límite. Otra: el puerto de Tarifa acaba de convertirse en aduana improvisada, la guardia civil se dispone a supervisar el control de los pasajeros que bajan del Ferry de Tanger. Lo que no saben estos expertos gendarmes es que están a punto de tener su primera experiencia con aliens, seres de procedencia no terrícola, más bien acuática. Literalmente de la nada (subimos por la pared interior del puerto), surgen dos jóvenes biólogos, esbeltamente embutidos en sus trajes de neopreno y portando en sus redes sus más preciadas capturas (manojos de algas sustraídas de boyas de protección). Lo resumiré con una imagen muy gráfica: la cara de nuestro protagonista se puso del color corporativo de su uniforme mientras pensaba que realmente si “Spain is different”, el sur es “extraterrestre”. Resultado; nunca me había gritado tanto un guardia civil y al

terminar de instruirnos, muy educadamente, nos acompaño a salir por los escaners de control de aduanas, evidentemente seguíamos embutidos en nuestros “slim fit suits, empapados, con nuestras redes de captura y acompañados de la atónita mirada de todos los pasajeros que se dirigían a embarcar en el siguiente ferry. Otra....Como se puede comprobar, la cosa puede eternizarse así que concluyo con un... “gracias golfingers, por todos estos grandes momentos”.

A José Manuel Guerra, alias Guerrita, más conocido en el mundo anglosajón como Little-war, el cual debería constar en esta tesis como codirector pero por iniciativa propia prefirió constar como secretario en el tribunal para la defensa de esta tesis y así poder garantizar el buen funcionamiento del papeleo burocrático. Solo con esto, uno se imagina de qué clase de buenazo estoy hablando. José, gracias por tu inmenso apoyo, sin él probablemente hubiera tirado la toalla en muchas ocasiones. Siempre has sabido regalarme unas palabras de aliento cuando más lo necesitaba.

A Joaquín, el autentico “guardián de las llaves y terrenos del LBM” durante largo tiempo. Gracias a él, el LBM mantuvo unas cuentas siempre perfectamente organizadas. A pesar de que nos encargamos de poner a prueba sus habilidades en innumerables ocasiones: “Señores, ¿cómo pretendéis que justifique un sonajero como material de campaña ante la USE?”

A Liliana, por ser tan buena compañera y tener tan buena disposición ante todo, incluso en los momentos más adversos. Gracias a ella, las cuentas del LBM siguen organizadas y eso que ahora también debe enfrentarse con valor y arrojo a la tan temida FIUS.

A Aurora, con la que he compartido tantos buenos ratos dentro del LBM. Roi y yo empezamos a vislumbrar el significado de la palabra “orden” bajo su “atenta” mirada (Jeje). Ella ha formado parte de este grupo mucho tiempo y ha sido la única buceadora profesional del LBM (sin duda, un gran logro en su momento). Siempre te hemos echado de menos.

A Alfredo y Toni, su labor en esta tesis no ha sido la de contribuir con aportaciones de carácter científico, al menos en el ámbito de la biología marina (no me entiendan mal, hablamos de un señor Doctor y un informático), sin embargo han contribuido de forma inestimable a mis conocimientos de historia, especialmente del

mundo antiguo, del séptimo arte (desde cine negro pasando por nombres de actores terciarios cuyos apellidos ya les cuesta recordar a los de su pueblo hasta frases míticas del cine de los ochenta-noventa que todo el mundo debería tener a mano) y por supuesto música, mucha música. También he sido castigado en algunas ocasiones con datos estadísticos de fútbol, ciclismo, atletismo y rugby, aderezado con todas las normas que existen en el mundo del Warhammer (este merito es exclusivo de Alfredo). Uno podría llegar a la conclusión de que toda esta información puede resultar superflua en el desarrollo de una tesis pero yo considero que ha sido imprescindible para el mantenimiento del buen juicio de mi quijotera (homenaje a Kubrick) y, en mayor medida, para conservar la fe en eso que llamamos amistad.

A Paco, Juan, Emilio, Isa, Juanjo, Ismael, Maca y los que haya podido olvidar. Gracias a todos por vuestra inestimable ayuda todos estos años.

ÍNDICE GENERAL

ANÁLISIS DE LAS PERTURBACIONES ANTROPOGÉNICAS SOBRE LAS BIOCENOSIS MARINAS DE SUSTRATO DURO

INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS GENERALES.	3
--	---

CAPÍTULO 1: ANÁLISIS DE LA COMUNIDAD ROCOSA INTERMAREAL COMO HERRAMIENTA DE GESTIÓN AMBIENTAL EN LA BAHÍA DE ALGECIRAS. CASO DE ESTUDIO: AMPLIACIÓN DE LAS INFRAESTRUCTURAS PORTUARIAS DE LA APBA.	15
--	----

1.- INTRODUCCIÓN.	17
2.- MATERIAL Y MÉTODOS.	23
2.1. ÁREA DE ESTUDIO	23
2.2. MÉTODOS DE MUESTREO	26
2.2.1. Muestreo de organismos.	26
2.2.2. Análisis físico-químico.	28
2.2.3. Tratamiento de la información.	30
2.2.3.1. Análisis univariantes.	30
2.2.3.2. Análisis multivariantes.	31
3.- RESULTADOS.	32
3.1. ESTUDIO ESPACIAL	32
3.1.1. Datos físico-químicos.	32
3.1.1.1. Análisis multivariantes.	33
3.1.2. Datos biológicos.	34
3.1.2.1. Análisis univariantes.	35
3.1.2.2. Análisis multivariante.	37
3.2. SEGUIMIENTO TEMPORAL	40
3.2.1. Datos físico-químicos.	40
3.2.2. Datos biológicos.	41
3.2.2.1. Análisis univariantes	42
3.2.2.2. Análisis multivariantes.	46
4.- DISCUSIÓN.	54
4.1. ESTUDIO ESPACIAL	54
4.1.1. Datos físico-químicos.	54
4.1.1. Datos biológicos.	55
4.1. ESTUDIO TEMPORAL	60
4.1.1. Datos físico-químicos.	60
4.1.1. Datos biológicos.	61

CAPÍTULO 2: EFECTOS DE LA TEMPERATURA: AFECCIONES DERIVADAS DEL EFLUENTE TERMAL DE LA CENTRAL TÉRMICA DE LOS BARRIOS	69
---	----

1.- INTRODUCCIÓN.	71
------------------------	----

2.- MATERIAL Y MÉTODOS.....	76
2.1. ÁREA DE ESTUDIO	76
2.2. MÉTODOS DE MUESTREO	78
2.2.1. Muestreo de organismos.....	79
2.2.2. Parámetros físico-químicos.....	80
2.2.3. Análisis de la información.....	80
2.2.3.1. <i>Análisis univariantes</i>	80
2.2.3.2. <i>Análisis multivariantes</i>	81
3.- RESULTADOS.....	82

3.1. DATOS FÍSICO-QUÍMICOS	82
3.2. DATOS BIOLÓGICOS	86
3.2.1. Análisis univariantes.....	92
3.2.1. Análisis multivariantes.....	95

4.- DISCUSIÓN.....	98
--------------------	----

CAPÍTULO 3: EFECTOS DE LA ATENUACIÓN DE LA LUZ PRODUCIDO POR LA ESTRUCTURAS ARTIFICIALES SOBRE LAS COMUNIDADES ROCOSAS SUBLITORALES E INTERMAREALES	105
---	-----

1.- INTRODUCCIÓN.....	107
2.- MATERIAL Y MÉTODOS.....	108
2.1. ÁREA DE ESTUDIO	108
2.2. METODOLOGÍA DE MUESTREO	109
2.3. ESTUDIO DE LOS VALORES DE INTENSIDAD LUMÍNICA	110
2.4. ESTUDIO DEL EFECTO DE HIDRODINAMISMO	111
2.5. TRATAMIENTO DE LA INFORMACIÓN	115
2.5.1. Análisis univariantes.....	115
2.1.1. Análisis multivariantes	115

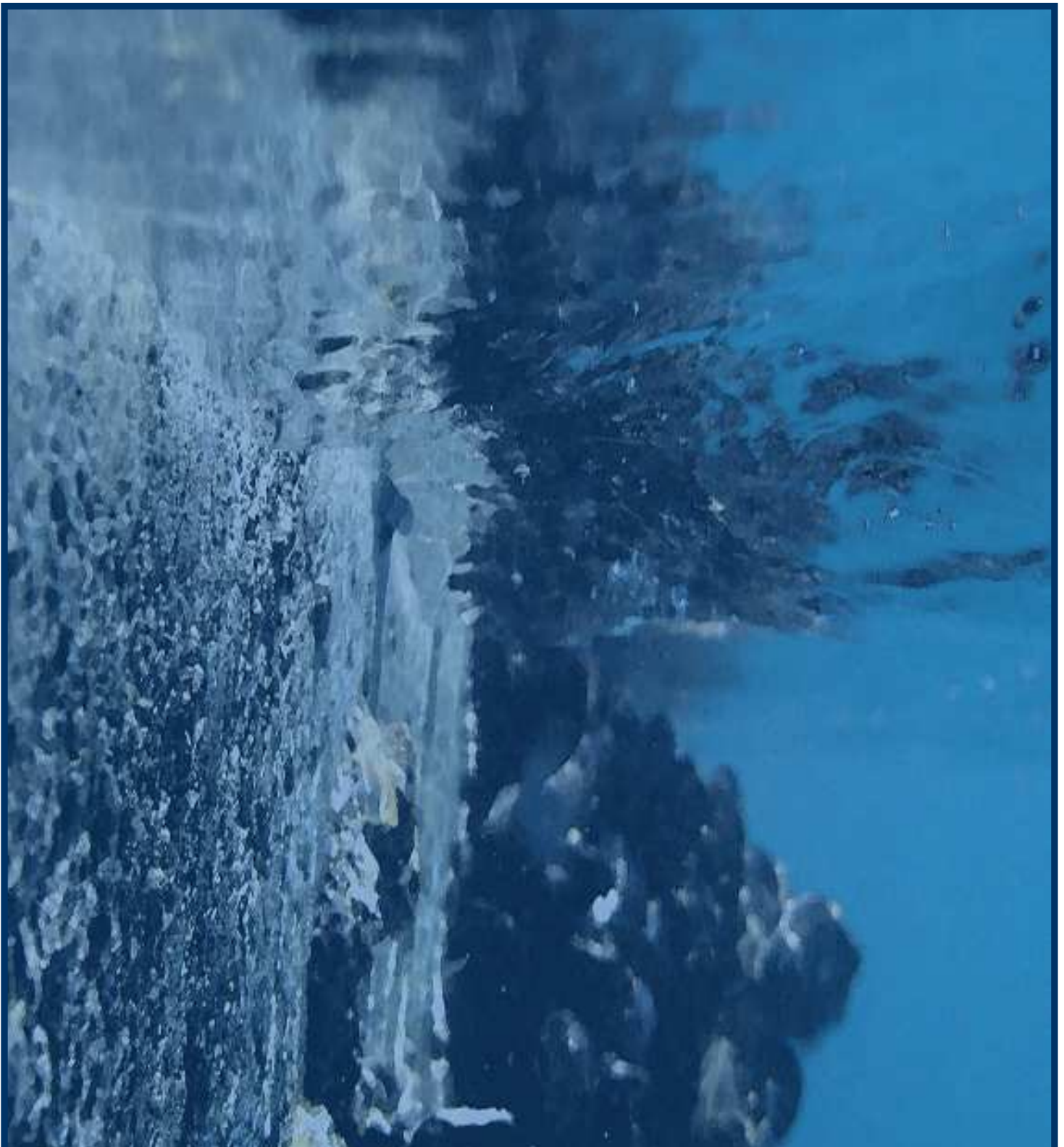
3.- RESULTADOS.....	117
3.1. ESTUDIO DE LOS VALORES DE INTENSIDAD LUMÍNICA	117
3.2. ESTUDIO DEL EFECTO DE HIDRODINAMISMO	118
3.3. ANÁLISIS DE LAS COMUNIDADES BIOLÓGICAS	118
3.3.1. Análisis descriptivo	118
3.3.2. Análisis multivariantes	121
3.4. LISTADO DE ESPECIES	123
3.5. ANÁLISIS UNIVARIANTE	130
3.6. ANÁLISIS SIMPER	137

4.- DISCUSIÓN.....	140
--------------------	-----

CAPÍTULO 4: ESTUDIO DE LAS IMPLICACIONES AMBIENTALES EN EL MEDIO MARINO DE LOS PUERTOS DE ANDALUCÍA	151
---	-----

1.- INTRODUCCIÓN.	153
2.- MATERIAL Y MÉTODOS.	158
2.1. ÁREA DE ESTUDIO	158
2.1.1. Puerto de Conil (Atlántico).....	159
2.1.2. Puerto de Estepona (Mediterráneo).	160
2.1.3. Puerto de Chipiona (Atlántico).....	161
2.1.4. Puerto de Marina La Bajadilla (Mediterráneo).....	162
2.1.5. Puerto de Rota (Atlántico).	163
2.1.6. Puerto de Benalmádena (Mediterráneo).	164
2.1.7. Puerto de Barbate (Atlántico).	166
2.1.8. Puerto de Roquetas de Mar (Mediterráneo).....	167
2.2. METODOLOGÍA DE MUESTREO	168
2.2.1. Muestreo de organismos.	169
2.2.2. Datos físico-químicos.	171
2.2.2.1. <i>Análisis del contenido en materia orgánica.</i>	171
2.2.2.2. <i>Análisis granulométrico</i>	173
2.2.2.3. <i>Análisis del contenido en N, S, P y metales</i>	173
2.2.2.4. <i>Análisis del contenido en hidrocarburos totales y compuestos organoestánicos (TBT y DBT)</i>	174
2.2.3. Tratamiento de la información.....	174
2.2.3.1. <i>Análisis univariantes</i>	174
2.2.3.2. <i>Análisis multivariantes</i>	175
3.- RESULTADOS.....	177
3.1. CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DE LOS SEDIMENTOS	177
3.1.1. Metales pesados.	177
3.1.2. Contenido en Nitrógeno, Fósforo y Azufre.	180
3.1.3. Contenido en materia orgánica (M.O.).	182
3.1.4. Contenido en hidrocarburos totales y compuestos organoestánicos (TBT y DBT).	182
3.1.5. Análisis granulométrico de los sedimentos.	184
3.1.6. Análisis multivariantes.	184
3.2. ANÁLISIS DE LAS COMUNIDADES BIOLÓGICAS	185
3.2.1. Comunidad rocosa intermareal.	185
3.2.1.1. <i>Análisis descriptivos.</i>	185
3.2.1.2. <i>Análisis multivariantes</i>	187
3.2.1.3. <i>Listado de especies.</i>	189
3.2.1.4. <i>Análisis univariantes</i>	192
3.2.2. Análisis de las poblaciones de <i>Siphonaria pectinata</i>	198
4.- DISCUSIÓN.	205

4.1. CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DE LOS SEDIMENTOS	205
4.1.1. Metales pesados.	206
4.1.2. Contenido en Nitrógeno, Fósforo, Materia Orgánica y Azufre.	209
4.1.3. Contenido en hidrocarburos totales y compuestos organoestánicos (TBT y DBT).	210
4.1.4. Granulometría.	213
4.1.5. Análisis multivariantes.	213
4.2. ANÁLISIS DE LAS COMUNIDADES BIOLÓGICAS	214
4.2.1. Comunidad rocosa intermareal.	214
4.2.2. Análisis de las poblaciones de <i>Siphonaria pectinata</i>	218
 CAPÍTULO 5: EFECTOS DEL SUSTRATO SOBRE LA ESTRUCTURA POBLACIONAL Y LA CAPACIDAD REPRODUCTORA DEL MOLUSCO PATÉLIDO <i>Cymbula nigra</i>	225
 1.- INTRODUCCIÓN.	227
2.- MATERIAL Y MÉTODOS.	233
2.1. DESCRIPCIÓN Y DISTRIBUCIÓN DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO	233
2.2. ANÁLISIS DE LA RUGOSIDAD	237
2.3. ANÁLISIS DEL ÍNDICE GONADOSOMÁTICO (IGS)	239
2.4. TRATAMIENTO DE LA INFORMACIÓN	240
3.- RESULTADOS.....	241
4.- DISCUSIÓN.	253
 DISCUSIÓN GENERAL	265
CONCLUSIONES GENERALES	279
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	285
ANEXO	353



INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS GENERALES



INTRODUCCIÓN GENERAL Y OBJETIVOS

Durante las últimas décadas, los cambios en la biodiversidad (entendido como la variedad de vida a todos los niveles de organización biológica) han estado dominados por influencias y actividades antropogénicas (Gaston y Spicer, 2004). El término antropogénico describe efectos, procesos, objetos y materiales que son causados o producidos por las actividades humanas, en contraste con los que se producen en los entornos naturales que no están influenciados por los seres humanos. Algunos impactos recientes sobre determinados ecosistemas han tenido graves consecuencias sociales y económicas. Por tanto, tales cambios en la biota y sus hábitats son motivo de preocupación creciente entre los científicos, los políticos, los administradores y la opinión pública. Sin embargo, nuestro conocimiento y comprensión de los cambios en los hábitats marinos es inferior al que tenemos de los ecosistemas terrestres (Jackson *et al.*, 2001). Los cambios en la diversidad producidos por el hombre no son un fenómeno nuevo. Muchos de los impactos son anteriores a la expansión de la era moderna que trajo como consecuencia el aumento de la contaminación y la explotación de los recursos, junto con la reubicación de las poblaciones asociada al desarrollo urbano e industrial. Los principales impactos sobre comunidades marinas de sustratos duros pueden ser menos antiguos pero se han visto incrementados en las últimas décadas. La sobreexplotación pesquera es uno de los impactos más antiguos que han sufrido los ambientes marinos (Wahl, 2009). El desarrollo de la línea de costa se remonta a más de 2 milenios, cuando la construcción de infraestructuras para la fortificación y comercio reemplazó a los hábitats naturales (Mann, 1988). Jackson *et al.* (2001) hacen hincapié en la necesidad de tener una perspectiva histórica cuando se analizan los impactos actuales para tener una plena comprensión de las causas que originan los cambios contemporáneos.

Las actividades humanas no sólo afectan a los organismos directamente, sino que con frecuencia también pueden alterar los factores abióticos del medio donde estos organismos viven. Esto puede tener consecuencias indirectas para muchas especies. La mortalidad es un proceso natural implícito a todas las poblaciones, pero los cambios en las condiciones físicas o bióticas producidas por las actividades humanas están estrechamente implicados con el reciente aumento de las mortalidades masivas. Resulta importante conocer los múltiples factores de estrés que actúan simultáneamente o

secuencialmente e identificar sus efectos sinérgicos para una correcta investigación, gestión y conservación de las comunidades (Wahl, 2009).

Actualmente está aumentando nuestro conocimiento de los impactos antropogénicos en los hábitats marinos de sustrato duro y los cambios asociados a la biodiversidad. Muchos de los impactos sobre los ecosistemas se producen a escala global (por ejemplo, la disminución de las principales pesquerías; Brander 2007); otros están limitados a un ámbito de influencia local (Wahl, 2009). Las amenazas antropogénicas a escala local se restringen generalmente a la zona litoral. De hecho, las zonas litorales representan únicamente el 8% de la superficie marina de todo el planeta aunque en ella se realiza entre el 18-50% de la producción primaria (Leblanc *et al.*, 2003). En estas zonas se concentra el 90% de las pesquerías mundiales (Pratihary *et al.*, 2009) y alberga entre el 40% y el 60% de la población mundial y el 70% de las urbes más grandes del planeta como Nueva York, Tokyo, Bangkok, Buenos Aires... (Oceana, 2004).

Actualmente, estos ecosistemas costeros están siendo modificados por numerosos impactos de origen humano. Entre los principales impactos destaca la contaminación, donde el 80% llega procedente del continente a través de ríos, vertidos directos o difusos o por la atmosfera. El restante 20% tiene su origen en los vertidos (intencionados o accidentales) realizados desde buques o instalaciones marinas (Oceana, 2004). A su vez, los contaminantes se pueden dividir en cinco grandes grupos como son los hidrocarburos; los contaminantes orgánicos pesados (TBT, DDE, DDT, xilenos, lindano y un largo etc.); metales pesados como mercurio, cobre, estaño, zinc o plomo; los nutrientes y los radionucleidos. Otro impacto en los mares y océanos, importante en el Mediterráneo, es la pesca. Ésta englobaría a la pesca de arrastre en el fondo marino, la pesca ilegal y las capturas accidentales. Pero probablemente, el impacto más llamativo del litoral mediterráneo y, en particular, de las costas españolas sea el desmesurado uso del territorio litoral terrestre tanto para la agricultura en primera instancia como para la urbanización y desarrollo del turismo, que conlleva un mayor consumo de recursos naturales y una mayor producción de residuos que serán vertidos al mar de forma directa o indirecta, voluntaria o involuntariamente. Este desarrollo urbano del litoral se traduce, entre otros, en la construcción de presas, puertos, diques, escolleras, etc. Otro problema relativamente reciente es la invasión, lenta pero eficaz, de

especies alóctonas, siendo el ser humano el responsable último en la mayoría de los casos (Sospedar, 2010).

AMENAZAS	PRINCIPALES EFECTOS SOBRE LA BIODIVERSIDAD MARINA
Degradación de hábitats	<ul style="list-style-type: none"> - Disminución y extinción de especies (Dulvy <i>et al.</i> 2003, Thrush <i>et al.</i> 2006). - Pérdida de hábitat y simplificación de cadenas tróficas (Airoidi y Beck 2007, Graham 2004). - Modificación del régimen hidrodinámico (Posey y Ambrose, 1994; Turner <i>et al.</i> 1999). - Homogenización de hábitats (Thrush y Dayton, 2002). - Pérdida de recursos alimenticios y ecosistemas (Airoidi <i>et al.</i> 2008). - Disminución de juveniles de peces comerciales por la pérdida de su alimento y refugio (Turner <i>et al.</i> 1999).
Vertidos de petróleo	<ul style="list-style-type: none"> - Disminución de la abundancia y fecundidad en especies bentónicas (Culbertson <i>et al.</i> 2007). - Alta mortalidad de colonias, disminución del crecimiento y cobertura de especies de coral (Guzmán <i>et al.</i> 1994, Haapkylä <i>et al.</i> 2007). - Disminución de la fecundidad de las colonias (Mercurio <i>et al.</i> 2004), el reclutamiento y la capacidad de metamorfosis de las larvas de los corales (Negri y Heyward, 2000). - Asfixia, daño genético y muerte de manglares (Burns <i>et al.</i> 1993, Hoff <i>et al.</i> 2010, IPIECA 1993).
Descarga de nutrientes	<ul style="list-style-type: none"> - Cambios en la concentración de clorofila, turbidez del agua, producción primaria, composición y concentración de fitoplancton (Gavio <i>et al.</i> 2010, Gray <i>et al.</i> 2002, Karlson <i>et al.</i> 2002). - Cambios en composición de especies y el ciclo de los nutrientes (Herbert <i>et al.</i> 1999, Rejmánková y Komárková, 2005). - Reducción de la densidad de los corales y debilitamiento de su exoesqueleto (Cosser, 1997). - Hipoxias y generación de zonas abióticas en el océano (Diaz y Rosenberg, 2008, Rabalais <i>et al.</i>, 2001). - Pérdida de alimento para peces demersales, crustáceos y aves (Bishop <i>et al.</i> 2006, Eby y Crowder, 2002, Eby <i>et al.</i> 2005).
Sobreexplotación de recursos	<ul style="list-style-type: none"> - Efectos directos e indirectos sobre las cadenas tróficas de los océanos (Crowder <i>et al.</i> 2008). - Responsable de la mitad de extinciones de especies causadas por el hombre (Dulvy <i>et al.</i> 2003), desestabilización de ecosistemas (Jackson <i>et al.</i> 2001). - Exceso de capturas de depredadores situados en los niveles superiores de las cadenas tróficas y pequeños peces pelágicos (Myers y Worm, 2003). - Colapso de pesquerías (Mullon <i>et al.</i> 2005).
Especies invasoras	<ul style="list-style-type: none"> - Competencia (Harries <i>et al.</i> 2007), herbivoría (Bertness 1984), depredación (Walton <i>et al.</i> 2002), parásitos o patógenos (Chapman <i>et al.</i> 2012), alteración del hábitat (Bulleri <i>et al.</i> 2010) - Elevadas pérdidas económicas debido a la disminución de las pesquerías (Knowler, 2005).
Blooms de algas nocivas	<ul style="list-style-type: none"> - Mortandad masiva de peces, aves y mamíferos, y pérdida de recursos costeros como fanerógamas marinas y fauna (Corlett y Jones 2007, Cruz-Rivera y Villareal, 2006, Foden <i>et al.</i> 2005, Maranda <i>et al.</i> 2007, Sellner <i>et al.</i> 2003). - Muerte masivas de peces (Coyne <i>et al.</i> 2001) y disminución de la supervivencia de larvas de corales (Kuffner y Paul, 2004). - Muerte de praderas marinas (Stielow y Ballantine, 2003, Watkinson <i>et al.</i> 2005) y disminución de la fauna meiobentónica (García y Johnstone, 2006). - Compuesto tóxicos que generan tumores malignos en algunas especies de tortugas marinas (Landsberg <i>et al.</i> 1999).

Cambios ambientales a escala global

- Disminución de la tasa de calcificación (Cooper et al. 2008), del éxito de fertilización, tasa de desarrollo, tamaño larvario y formación de endoesqueleto de corales (Kurihara y Shirayama, 2004).
- Genera calentamiento y desoxigenación de las aguas superficiales de los océanos (Keeling *et al.* 2010).
- Blanqueamiento de los corales y extinciones locales (Parmesan, 2006).
- Incrementa la susceptibilidad de los corales a enfermedades infecciosas (Harvell *et al.* 2001).
- Muerte de organismos bentónicos por anoxia (Meyer y Kump, 2008).

Modificado de: Mancera-Pineda et al. (2013)

En concreto, el mar Mediterráneo, es uno de los mares más contaminados y amenazados del planeta por varios motivos. Desde hace más de 5.000 años, el Mediterráneo ha sufrido la acción de los seres humanos: ha sido el vertedero de los residuos generados cerca de él, se han explotado sus recursos pesqueros y energéticos y ha facilitado el transporte de mercancías a lo largo y ancho del mismo desde la aparición de las primeras civilizaciones. Además, al tratarse de un mar prácticamente cerrado, a excepción hecha del estrecho de Gibraltar, la renovación de las aguas es muy lenta. Otro motivo es su prolongada línea de costa y el desarrollo urbano y agrícola que ha sufrido. Aunque se trate de un mar semicerrado y relativamente pequeño, sufre un intenso tráfico de buques que navegan a través de Gibraltar hacia Oriente por el canal de Suez, fuente de otras alteraciones biológicas, ya que sirve de “puerta” al Mediterráneo para las especies tropicales del mar Rojo (Maack y Rademaker-Wolff, 2004).

Características y amenazas del litoral andaluz

Este estudio se ha centrado en el litoral andaluz, el cual, con una longitud aproximada de 1100 km, destaca por su alta diversidad biológica y paisajística y su complejidad ecológica. Su situación geográfica favorece una gran riqueza de hábitats y especies, hecho que confiere a sus aguas y fondos marinos los mayores valores de biodiversidad de los mares europeos. El litoral andaluz coincide prácticamente en su totalidad con la subdivisión Estrecho (se extiende de oeste a este desde la frontera con Portugal en la desembocadura del río Guadiana, hasta el meridiano que pasa por el Cabo de Gata), la cual es una de las seis subdivisiones que se han establecido para las aguas jurisdiccionales españolas. Esta franja se caracteriza por la riqueza biológica de los ecosistemas, una actividad pesquera en retroceso, su potencialidad para la acuicultura y un intenso flujo de tráfico marítimo. En la masa de agua que baña el litoral andaluz se

produce la confluencia de las aguas atlánticas y mediterráneas a través del estrecho de Gibraltar. Estas aguas, con diferentes características oceanográficas, generan ecosistemas de gran valor tanto en el golfo de Cádiz como en el mar de Alborán. Con una plataforma muy amplia, la importancia ecológica del golfo de Cádiz reside en la diversidad y extensión de los biotopos, con comunidades diferentes, que incrementan la riqueza específica de la zona. El mar de Alborán, con una plataforma más estrecha surcada de cañones submarinos y fondos rocosos, contiene una notable diversidad biológica de especies, tanto mediterráneas como atlánticas (Suárez de Vivero y Martínez, 2007).

En el golfo de Cádiz se dan cita los aportes de una serie de ríos y la confluencia de las corrientes del Atlántico y el Mediterráneo, hechos que originan elevadas cotas de productividad. Cabe citar aquí la Orden CIN/3777/2008, de 16 de diciembre, por la que se crea el Centro Oceanográfico de Cádiz, dependiente del organismo autónomo Instituto Español de Oceanografía: “Desde el punto de vista biológico, la importancia ecológica del golfo de Cádiz reside en la diversidad y extensión de los biotopos, con comunidades diferentes que incrementan la riqueza específica de la zona”. Además, constituye uno de los caladeros más importantes de la península Ibérica, cuyas poblaciones de especies más relevantes son la merluza, gamba, boquerón, voraz y pulpo. Por otro lado, el mar de Alborán es el punto donde se mezclan las aguas frías del océano Atlántico y las aguas más cálidas del Mediterráneo, además de una ruta migratoria para muchas especies de peces, ballenas, delfines y tortugas. Alborán contiene zonas de afloramiento donde la vida marina prospera fácilmente. Es un área de puesta para sardinas y anchoas y una zona muy importante para distintas especies de ballenas y delfines, como delfines listados, comunes, mulares, de Risso, y calderones. En el mar de Alborán también existen ecosistemas profundos vulnerables, como los montes submarinos y los corales de profundidad (Suárez de Vivero y Martínez, 2007).

En el litoral Andaluz se encuentran tres grandes comunidades bentónicas marinas, las cuales son importantes por su extensión e importancia global: bosques de laminariales, fondos de “maerl” y las praderas de fanerógamas. Los bosques de laminariales de la costa andaluza se localizan en fondos rocosos profundos teóricamente no sometidos a la pesca de arrastre, ni al fondeo de embarcaciones. Las fanerógamas marinas es la comunidad bentónica más importante del litoral, y las especies presentes

son: *Posidonia oceánica*, *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina* y *Zostera noltii* (Suárez de Vivero y Martínez, 2007). La gran diversidad asociada a las praderas de *Posidonia oceánica* queda reflejada en las 800 especies de animales identificadas hasta ahora en las praderas de Almería (C. M. A., 2013).

En las aguas del litoral están presentes todas las especies marinas y hábitats incluidos en la Directiva de Hábitat y citados en España. La Junta de Andalucía censó en 2008 un total de 1.950 especies en los ecosistemas litorales andaluces, la mayor cifra registrada en cuanto a biodiversidad marina en Europa (C. M. A., 2009). Este número, todavía provisional, corresponde a los datos reflejados en el Inventario de Biocenosis y Especies Marinas de Andalucía, que se está desarrollando desde 2004. Este estudio ha permitido además elaborar una propuesta de especies marinas amenazadas, entre las que hay esponjas, corales y afines, sipuncúlido, anélido poliqueto, moluscos, crustáceos, equinodermos (erizos y estrellas de mar), briozoos y ascidias. De estas especies, 70 se han encontrado en Almería, 59 en Granada, 60 en Málaga, 58 en Cádiz, y 32 en Huelva. Entre las especies más amenazadas de todo el Mediterráneo se encuentra la lapa ferrugínea, gracias a los trabajos de conservación, la presencia de esta especie en peligro de extinción ha sido censada en unos 1.000 individuos repartidos por los sustratos rocosos mesolitorales de todas las provincias costeras andaluzas, a excepción de Huelva. Por su parte, el estrecho de Gibraltar, los golfos de Cádiz y Vera (entre el cabo de Gata y el cabo de Palos) y, en general, el mar de Alborán conforman las zonas con mayor presencia de cetáceos del litoral (Suárez de Vivero y Martínez, 2007). También están presentes en el mar de Alborán tortugas marinas (tortuga boba y laúd) y grandes pelágicos, como el atún rojo. Además existen especies de gran interés, como ciertos bivalvos, por ejemplo el dátil de mar, catalogado en peligro de extinción, y se ha constatado la existencia de la foca monje (Robles, 2007).

Los principales focos de contaminación industrial en el litoral andaluz son los polos químicos de Huelva, Algeciras, Motril (central térmica de cogeneración y una papelera perteneciente al grupo Torraspapel), Carboneras (central térmica) y Cuevas de Almanzora-Villaricos (empresa centrada principalmente en la producción de antibióticos). En este sentido, la Agencia Europea del Medio Ambiente señala a Motril como una de las “zonas de mayor preocupación ambiental” por contaminación en el litoral Mediterráneo. Junto a estos focos puntuales de contaminación, los aportes

industriales y mineros al océano Atlántico a través de los ríos Tinto y Odiel comportan una elevada carga de contaminantes, alcanzando una cifra de 20.695 toneladas al año (Suárez de Vivero y Martínez, 2007).

El litoral andaluz contiene nueve puertos pertenecientes al Sistema Portuario Nacional y 37 puertos de titularidad autonómica. El litoral andaluz constituye el tramo de costa donde arriban más buques a sus puertos y presenta el mayor volumen de tráfico de pasajeros sobre el total nacional (UNEP, 2005). Destaca especialmente el puerto de Algeciras, el cual ocupa la primera posición a escala nacional del tráfico marítimo total y es uno de los dos puertos con refinería que hay en la costa andaluza junto con el puerto de Huelva. El puerto de Algeciras es uno de los principales puertos europeos, sobre todo en cuanto al número de pasajeros, pues es un punto de enlace entre África y Europa. También destaca en el transporte de contenedores, representando el 26,6% del total nacional. Este intenso tráfico marítimo ha permitido desarrollar en la costa una amplia oferta de infraestructuras portuarias, donde la inversión pública en infraestructuras ha alcanzado en los últimos años los 60 millones de euros. El puerto de Algeciras se encuentra en uno de los lugares clave del tránsito internacional, el Estrecho de Gibraltar, donde en el año 2007 atravesaron sus aguas 105.954 buques (SASEMAR, 2006). Más del 10% del tráfico marítimo internacional atraviesa el Estrecho, un porcentaje que asciende en el caso de los petroleros, por ser un punto de conexión clave con los lugares de mayor producción petrolera como el golfo Pérsico; así anualmente por la zona se mueven unos 20 millones de toneladas de productos petrolíferos. Dentro del Estrecho, la bahía de Algeciras se convierte al mismo tiempo en un área de extrema concentración por los accesos a los puertos de Algeciras y Gibraltar, y adicionalmente por las maniobras de *bunkering* o suministro de combustible, tanto a buques fondeados como en tránsito. La bahía de Algeciras ocupa el cuarto puesto en el ranking mundial de *bunkering*, siendo considerada por la Agencia Europea del Medio Ambiente como uno de los “puntos de alarma por contaminación” en el litoral Mediterráneo, y por Naciones Unidas como punto negro (*hot spot*) prioritario de contaminación en el Mediterráneo (EEA, 2006). La intensidad de las rutas de tráfico marítimo, sobre todo el elevado volumen de tráfico de petroleros, las condiciones climáticas, así como la confluencia de diferentes usos, constituyen elementos de alto riesgo para que se produzcan vertidos accidentales en la zona del Estrecho y, especialmente, en la bahía de Algeciras. Junto con los potenciales vertidos, las descargas procedentes del lavado de tanques que

transportan productos químicos y los residuos de hidrocarburos, entre ellos, las aguas de lastre contaminadas por petróleo, representan una fuente importante de contaminación marina (Suárez de Vivero y Martínez, 2007).

Podemos concluir que la bahía de Algeciras constituye un ejemplo de las transformaciones del litoral como consecuencia del crecimiento socioeconómico. En su arco geográfico se han establecido importantes industrias siderometalúrgicas, petroquímicas, papeleras, centrales térmicas y una gran variedad de medianas empresas; a ello se une el crecimiento de los puertos de Algeciras y Gibraltar, y la construcción de otros más reducidos como el puerto de Acerinox, el pantalán de Gibraltar-Intercar, el pantalán de C.E.P.S.A, los astilleros de Crinavis y el puerto de San Felipe, todos ellos situados en las zonas más internas de la Bahía. El puerto de Algeciras presenta un intenso tránsito marítimo y está considerado como uno de los más importantes de Europa. La construcción de espigones, obras de relleno, pantalanés, dragados, regeneraciones de playa y construcciones urbanísticas en zonas de dunas, han modificado en parte la circulación de las corrientes y la dinámica litoral, y han originado, en algunos casos, una serie de transformaciones de sus fondos, debido principalmente a un fenómeno de embolsamiento y a bajas tasas de renovación de agua. Un importante crecimiento y desarrollo urbano a lo largo del arco de la Bahía y una escasa depuración de sus vertidos, han originado importantes alteraciones no sólo en el agua y en el fondo marino, sino especialmente en las comunidades que habitan en ellos (Estacio, 1996).

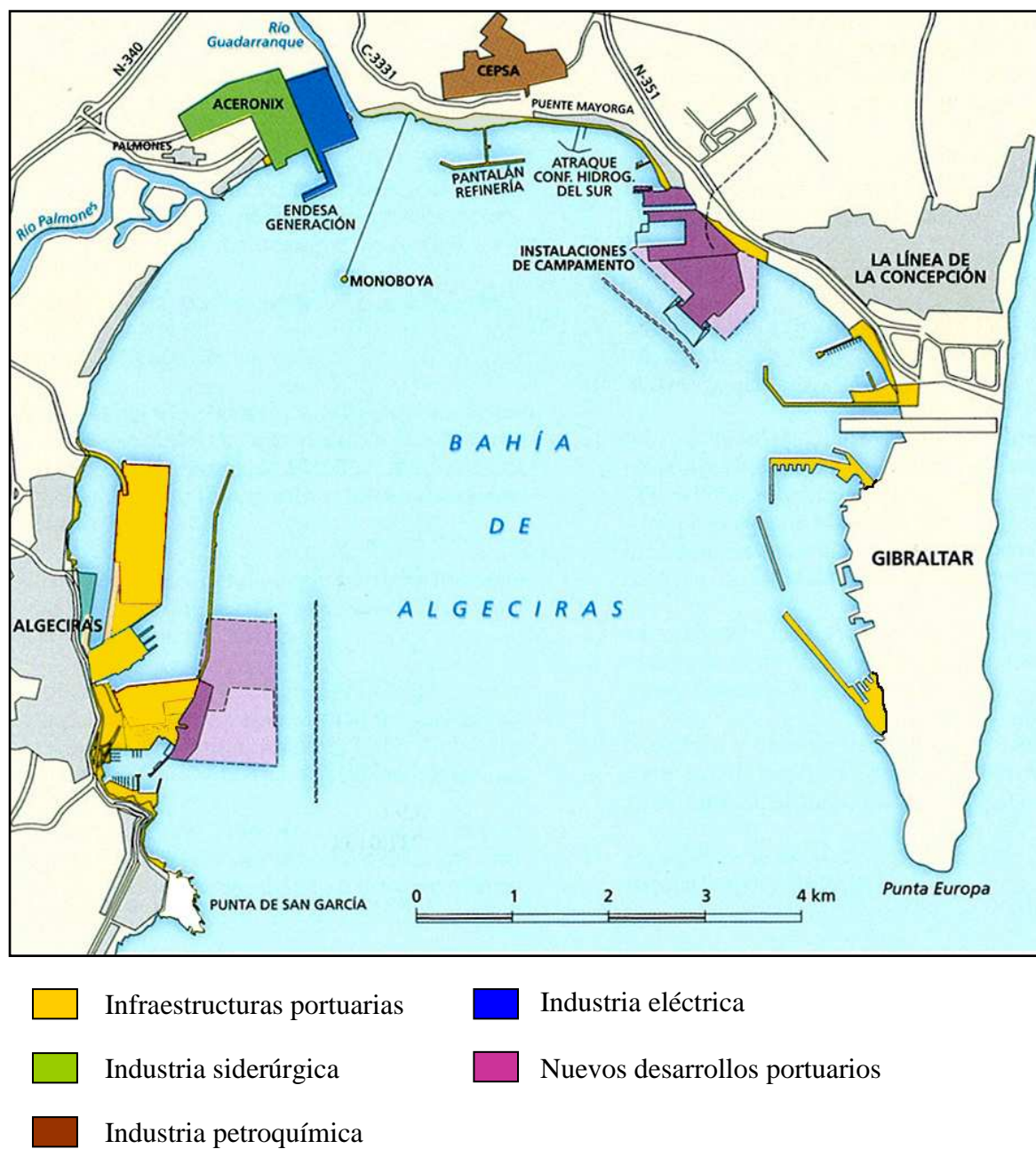


Figura 1: Principales infraestructuras en la bahía de Algeciras

Modificado de: Vallejo Villata et al. (2000)

OBJETIVOS

El objetivo general de esta tesis fue identificar algunas de las principales amenazas antropogénicas que afectan a las comunidades marinas asociadas a sustrato duro del litoral andaluz, especialmente a las comunidades presentes en la bahía de Algeciras, con el fin de evaluar sus efectos y contribuir al futuro desarrollo sostenible del litoral .

Entre los objetivos específicos destacan:

- I. Evaluar las comunidades rocosas intermareales como herramienta de gestión ambiental.
- II. Evaluar el efecto de la turbidez derivada de los dragados en las obras de ampliación portuaria sobre las comunidades rocosas intermareales.
- III. Evaluar el efecto del incremento de la temperatura del agua derivado de los efluentes térmicos sobre las comunidades rocosas intermareales.
- IV. Evaluar el efecto de atenuación de la luz derivado de las infraestructuras presentes en la costa sobre las comunidades marinas asociadas a sustrato duro
- V. Evaluar los efectos de los sustratos artificiales introducidos por las infraestructuras portuarias sobre las comunidades rocosas intermareales.
- VI. Evaluar los efectos de los sustratos artificiales sobre especies clave del intermareal, usando como modelo el molusco *Cymbula nigra*.



CAPÍTULO 1

ANÁLISIS DE LA COMUNIDAD ROCOSA INTERMAREAL COMO HERRAMIENTA DE GESTIÓN AMBIENTAL EN LA BAHÍA DE ALGECIRAS. CASO DE ESTUDIO: AMPLIACIÓN DE LAS INFRAESTRUCTURAS PORTUARIAS DE LA APBA



1. INTRODUCCIÓN

Las actividades antropogénicas pueden deteriorar la estabilidad y conservación de los ecosistemas costeros. Por ello, los estudios encaminados a evaluar los efectos que ocasionan los vertidos humanos e industriales y las obras de ingeniería civil en el medio marino, han experimentado una creciente demanda. Muchas de las técnicas empleadas para evaluar la calidad ambiental del medio marino se han basado en análisis de los cambios físico-químicos producidos en el agua o en los sedimentos, pero en la actualidad existe el reconocimiento prácticamente global de que el control físico-químico por sí solo no es suficiente para detectar y/o prevenir cambios en las comunidades marinas, ya que la polución es esencialmente un fenómeno biológico a causa de su impacto sobre los organismos vivos (Sánchez *et al.*, 2005). El uso de bioindicadores parece ser el método de investigación más apropiado en el ámbito de la ecología aplicada, ya que permite caracterizar de forma integrada la calidad del medio. La presencia de un organismo en un ambiente específico puede probar que sus necesidades ecológicas están globalmente satisfechas, mientras que su desaparición es indicativa de un cambio en las condiciones ambientales; esta es la característica principal de las “especies centinelas” (Blandin, 1986). Las comunidades son a menudo utilizadas en evaluaciones ecológicas como bioindicadores del estado ecológico del medio (Dauer, 1993; Bricker *et al.*, 1999; EEC, 2000; Gibson *et al.*, 2000), porque en las perturbaciones antropogénicas a largo plazo, la investigación debe realizarse a nivel de comunidad para que sea ecológicamente relevante (Odum, 1985; Crowe *et al.*, 2000). En concreto, los macrófitos bentónicos marinos forman la base estructural y funcional (McRoy y Lloyd, 1981) de alguno de los ecosistemas más productivos del mundo (*sensu* Jones *et al.*, 1994). Como organismos sésiles fotosintéticos, responden directamente a las condiciones bióticas y abióticas del medio, y por tanto pueden utilizarse como bioindicadores sensibles a los cambios ambientales (Orfanidis *et al.*, 2001).

El establecimiento de las causas que relacionan la perturbación con sus efectos en los hábitats marinos es difícil debido a la complejidad biológica y físico-química de estos sistemas, la variedad de factores bióticos y abióticos que pueden modificar las respuestas de la biota a la perturbación (McCarty y Munkittrick, 1996), los mecanismos

compensatorios que operan en las poblaciones (Power, 1997), los órdenes de magnitud en la extrapolación de escalas espaciales y temporales (Holdway, 1996), y los múltiples caminos por los cuales las perturbaciones pueden interferir en el funcionamiento normal de los ecosistemas. Por ejemplo, en los sistemas naturales los contaminantes no solo pueden afectar directamente a las comunidades biológicas, también los efectos indirectos pueden actuar sobre otros efectos influyentes tales como disponibilidad de hábitat y alimento, interacción depredador-presa, o fenómenos de competencia (Adams *et al.* 1998; Preston, 2002; Fleeger *et al.*, 2003; Chapman, 2004). Además, el intervalo de tiempo entre las causas iniciales y la expresión de los efectos acumulativos puede ser largo (Vallentyne, 1999), y la independencia entre las perturbaciones, propiedades del ecosistema e invasiones biológicas a menudo puede ocasionar relaciones difíciles de evaluar (Bart y Hartman, 2000).

En nuestro caso, las comunidades intermareales se localizan en la interfase aire-agua y juegan un importante papel en el mantenimiento del equilibrio ecológico local (Cai *et al.*, 2003). Los organismos se distribuyen a diferentes alturas con respecto al nivel del mar, estableciéndose un patrón de zonación (Underwood, 1981; Ballesteros, 1995; Thompson *et al.*, 2002). Este ecosistema comprende un área donde diversos parámetros definen un ambiente sometido a cambios bruscos en una pequeña escala espacio-temporal (Fa *et al.*, 1997). El factor abiótico principal que determina la formación del gradiente ambiental característico de estos hábitats es el régimen mareal. La periodicidad de la mareas condiciona la distribución de los organismos principalmente en función de su tolerancia al tiempo de emersión. Junto a este factor dominante subyacen otros factores abióticos tales como el oleaje, orientación, tipo de sustrato, etc. y factores biológicos, en especial fenómenos de competencia por los recursos, depredación o ciclos estacionales de reproducción. Las relaciones entre organismos pueden ser igual de importantes y modificar incluso los factores abióticos (Raffaelli y Hawkins, 1996). La conjunción de estos factores ha generado que la franja intermareal haya sido reconocida como uno de los ecosistemas más productivos y peculiares, en especial las costas rocosas (Fa *et al.*, 1997).

Los hábitats intermareales son, a su vez, candidatos importantes para establecer programas de monitorización efectivos ya que permiten un acceso económico y fácil en

labores de muestreo, y poseen un gran potencial para ser degradados por la acción humana (Murray, 2002). Su susceptibilidad a perturbaciones terrestres y marinas los hacen más vulnerables que los hábitats sublitorales (Thompson *et al.*, 2002). La composición de comunidades sésiles es muy útil como punto de partida para la monitorización ecológica porque estos organismos no son capaces de evitar las perturbaciones que acontecen en el medio marino y, por tanto, la composición de las comunidades refleja su historia común (Fa *et al.*, 2002). Sin embargo, todavía existen considerables lagunas en el conocimiento de estos ecosistemas (Thompson *et al.*, 2002).

La complejidad física y biológica de la mayoría de roquedos da como resultado una alta variabilidad en casi todos los parámetros medidos, incluso a pequeñas escalas verticales y horizontales. Las razones de esta variabilidad deben tenerse en cuenta cuando se diseñen y realicen programas de muestreo en la zona intermareal (Murray, 2002). La distribución y abundancia de especies no solo varía espacialmente también puede cambiar temporalmente a diferentes escalas desde años a décadas, incluso en ausencia de grandes perturbaciones. Debido a esta variabilidad natural del sistema los estudios de monitorización deben realizarse sobre largos periodos de tiempo (Murray, 2002). La mayoría de programas de monitorización usan parámetros basados en la abundancia de la población, tales como la densidad de población, como señal biológica para ser monitorizados (Green, 1979; Underwood, 1991, 1994). Los métodos y procedimientos establecidos necesitan ser cuidadosamente analizados y seleccionados teniendo en cuenta la proporción de “ruido” que con frecuencia se encuentra en la franja intermareal cuando realicemos muestreos cuantitativos (Murray, 2002).

En nuestro caso el estudio se centró en evaluar la respuesta de la comunidad rocosa inermareal a las perturbaciones antropogénicas, con esta finalidad el trabajo se enmarcó en la bahía de Algeciras. Como hemos comentado anteriormente, en la bahía de Algeciras existen importantes vertidos contaminantes, entre los que destacan los procedentes de los principales núcleos urbanos (Algeciras, La Línea de la Concepción y Gibraltar) y de su área industrial, una de las más destacadas de Andalucía, en la que existe una notable presencia de industrias petroquímicas y de refino, así como de producción de acero, papel y energía (centrales térmicas). También recibe los aportes de los ríos Palmones y Guadarranque, al igual que la contaminación derivada del elevado

tráfico marítimo existente en la zona (el puerto de Algeciras es el que mueve el mayor número de toneladas de mercancías de Andalucía). Sin embargo, la alta tasa de renovación de sus aguas, debido a su proximidad con el Estrecho y las fuertes corrientes dominantes en la zona, favorecen un relativo efecto de amortiguación frente a los contaminantes (Usero, 2000).

En 1988 se estableció el Plan Corrector de vertidos, donde se acometieron importantes acciones por parte de la administración y proyectos por parte de las industrias del Campo de Gibraltar, con el fin de reducir la carga contaminante de los vertidos y mejorar y preservar la calidad de las aguas de la Bahía. El plan finalizó en 1993.

A continuación se exponen datos del Plan de Policía de Aguas de la Consejería de Medio Ambiente. Estos datos son un reflejo del grado de contaminación al que ha sido sometida la Bahía. Como variable ambiental se ha elegido el índice de contenidos metálicos, el cual ofrece una visión global del contenido en metales encontrados en el sedimento. El índice se obtiene según la expresión matemática:

$$ICM_8 = \sqrt[8]{CM_1 \cdot CM_2 \cdots CM_8}$$

Donde, $CM_1, CM_2 \dots CM_8$ son las concentraciones de los ocho metales analizados en las muestras: cobre, cadmio, plomo, cromo, níquel, cinc, arsénico y mercurio.

Se incluyen dos mapas (figuras 1, 2) con datos obtenidos en dos periodos, primero de 1988 a 1993, justo cuando se establece el plan corrector de vertidos, y segundo en el periodo que transcurre de 1994 a 2000. Se han incluido datos de los dos periodos con el fin de tener una imagen global de la evolución ambiental en la Bahía (datos obtenidos del Plan de Calidad Ambiental del Campo de Gibraltar, Consejería de Medio Ambiente). A pesar de la constatación de la reducción de metales pesados en el sedimento tras el plan corrector, el gradiente de contaminación para metales sigue presente.

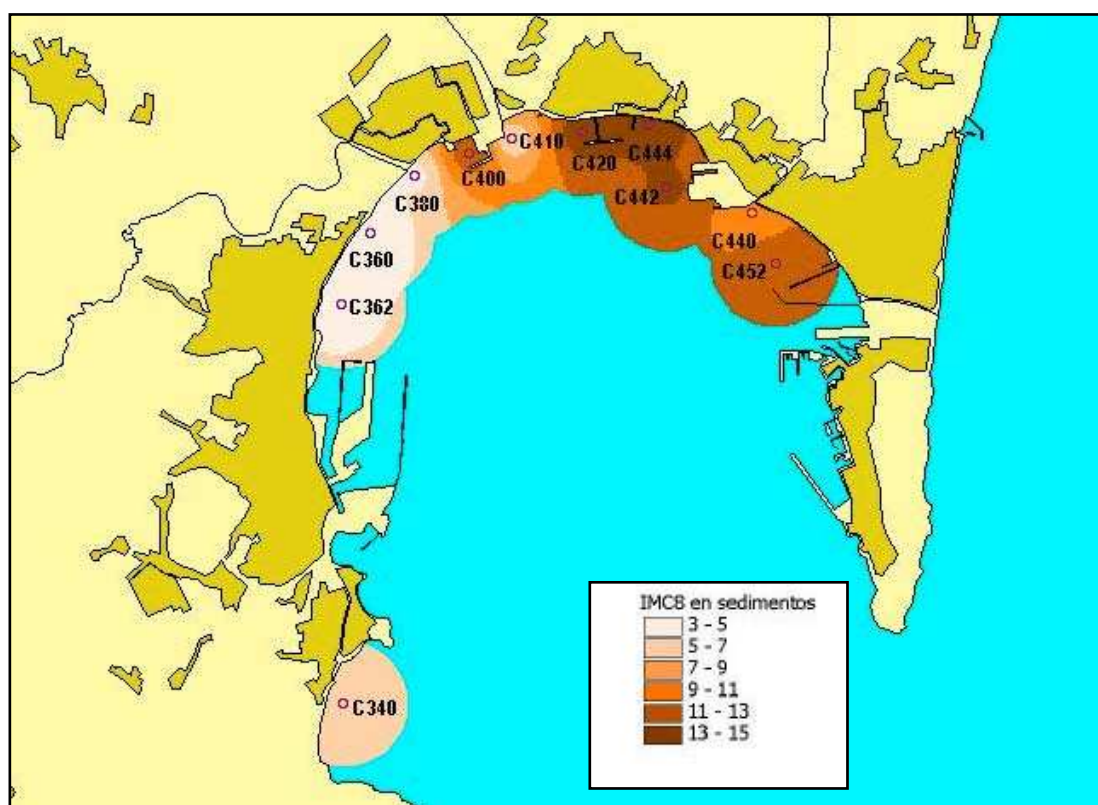


Figura 1.- ICM en sedimentos antes del plan corrector.

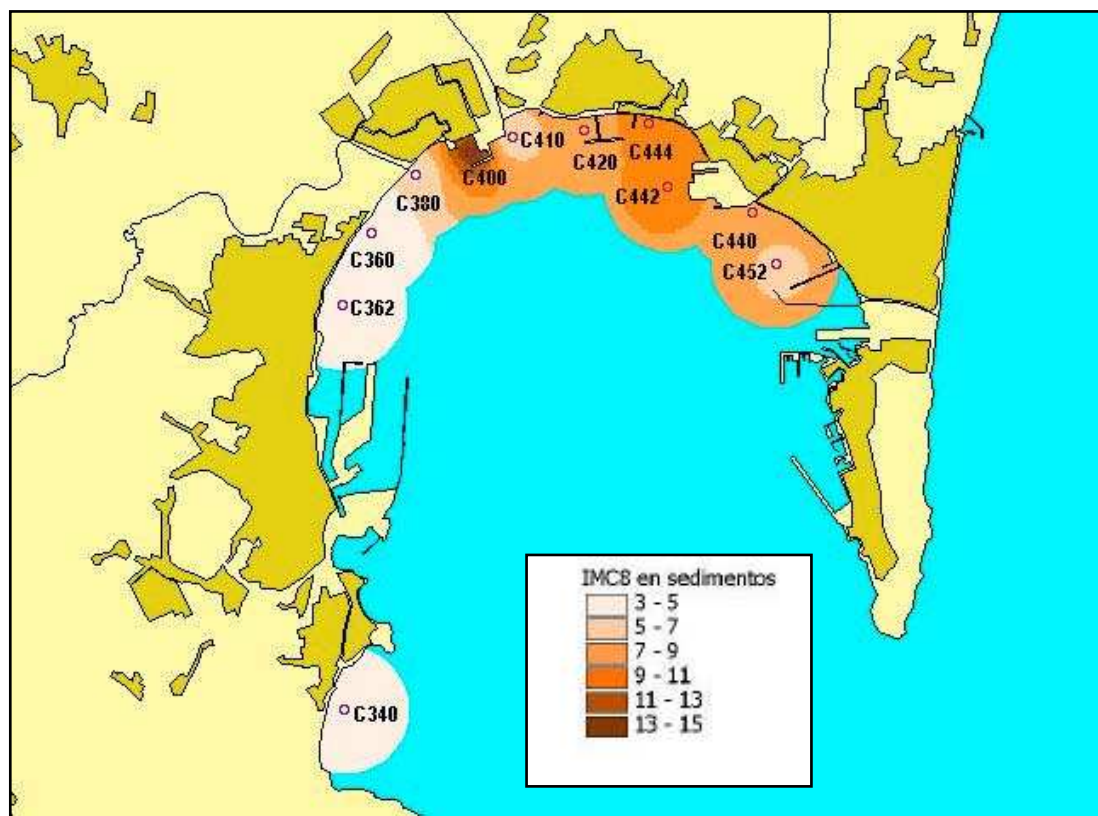


Figura 2.- ICM en sedimentos después del plan corrector.

Se aprecian dos zonas principalmente, una situada en el saco interno de la bahía que presenta un alto contenido en metales pesados y una segunda zona menos contaminada hacia el exterior de la bahía a medida que nos alejamos de la zona interna por el margen occidental del arco.

Debido al gran tráfico de embarcaciones dentro de la bahía, incluido buques transportadores de crudo, se produce con relativa frecuencia vertidos de combustibles en la zona. Por tanto los hidrocarburos son otra fuente de contaminación presente. Según la Oficina Técnica de Coordinación del Programa de Investigación Científica para la Acción Estratégica contra Vertidos Marinos Accidentales, la bahía de Algeciras ha sufrido vertidos petroleros de diversa índole y magnitud durante las últimas décadas del siglo pasado y en los primeros años del siglo XXI.

El principal objetivo del estudio fue evaluar el potencial de la comunidad rocosa intermareal como bioindicador de las condiciones ambientales de la bahía de Algeciras por medio de un estudio espacial de las comunidades. Si se tiene en cuenta que, hoy en día, las autoridades y las instituciones gubernamentales están exigiendo estudios ambientales en las zonas costeras que sean al mismo tiempo rápidos y eficaces, parece interesante centrar nuestros esfuerzos en la implementación de una herramienta de monitorización basada en la fauna y flora intermareal sésil. A diferencia de otros estudios previos realizados en la bahía de Algeciras, la toma de muestras en estos ecosistemas intermareales, no requiere del buceo con escafandra autónoma y puede resultar potencialmente útil como herramienta en programas de monitorización ambiental ya que estas comunidades son de fácil acceso y susceptibles al muestreo.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se desarrolló en el interior de la bahía de Algeciras (Cádiz), la cual se encuentra situada en el sector ibérico más oriental del Estrecho de Gibraltar. Los límites geográficos pueden ser ajustados al rectángulo que determinan los paralelos 36°6' y 36°11' norte y los meridianos 5°45' y 5°21' oeste. Su configuración puede aproximarse a un semicírculo litoral de unos 30 Km de longitud, cuyos extremos corresponden a Punta Carnero, al oeste, y Pta. Europa (Gibraltar), al este.

Existen pequeños cauces fluviales que desembocan al interior de la Bahía, siendo los ríos Palmones y Guadarranque los más importantes respecto al caudal.

La topografía de sus fondos es uniforme, al estar en parte constituida por un gran cañón que se adentra en el Estrecho. Pese a estar caracterizada por una batimetría muy acusada, destaca en toda ella una plataforma limitada por la isobata de los 100 metros. Esta plataforma es más ancha en el sector comprendido entre Pta. Carnero y la desembocadura del río Guadarranque, a partir del cual y hacia el SE tiende a disminuir haciéndose poco relevante en las proximidades de Gibraltar. Este zócalo submarino tiene una anchura más o menos regular de unos 4 Km, en el sector occidental, y posteriormente se reduce hasta 1 o 2 Km hacia el extremo sur del Peñón. A partir de este zócalo litoral aparece un escarpe muy pronunciado que rápidamente desciende hasta alcanzar fondos superiores a 500 metros en la línea comprendida entre Pta. Carnero y Pta. Europa (García, 1986; Camiñas, 1987).

Los fondos de la bahía de Algeciras están constituidos principalmente por sedimentos de fangos, arena, grava y piedras, en distintas proporciones. Las arenas ocupan casi completamente el semicírculo costero, interrumpidos por áreas de arena fangosa o grava arenosa con restos de cascajo. Los fangos propiamente dichos y los fangos mixtos de arena y conchas ocupan fundamentalmente los fondos superiores a 100 metros, en el área central, extendiéndose longitudinalmente hacia la entrada de la Bahía. Por último existen algunas áreas de roquedos naturales más o menos extensos

situados entre Pta. Carnero y el puerto de Algeciras por el margen oeste, Gibraltar (este) y pequeñas zona aisladas en el centro. Tales áreas rocosas se corresponden básicamente con grandes bloques más o menos apilados o bien con formaciones rectilíneas a modo de crestas o lajas de orientación perpendicular a la costa de orientación variable.

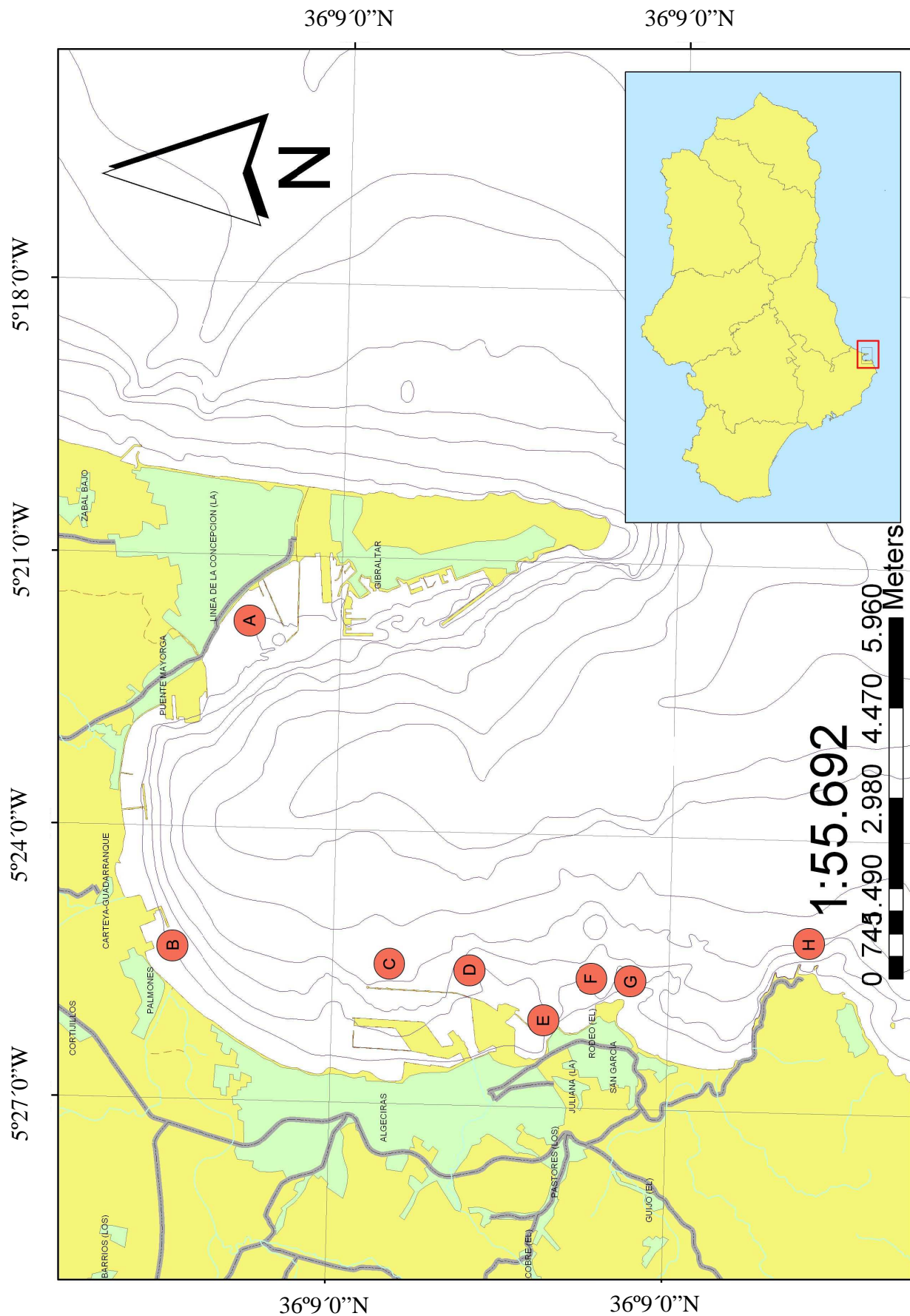


Figura 3.- Mapa del área de estudio en la bahía de Algeciras. Distribución de las estaciones de muestreo para la comunidad rocosa intermareal a lo largo del arco costero (Las estaciones A,B,C,D y E se sitúan dentro de la zona interna de la Bahía, mientras que F,G y H pertenecen a la zona externa).

2.2. MÉTODO DE MUESTREO

Se seleccionaron un total de ocho estaciones a lo largo del arco occidental de la Bahía (figura 3). El estudio espacial se realizó en verano de 2003 y el seguimiento de la obra de ampliación se desarrollo desde verano de 2004 a invierno de 2006, con un total de cuatro muestreos alternando veranos e inviernos. Las estaciones se distribuyeron desde la zona más interna, donde el nivel de perturbación era mayor, hacía la más externa, donde la perturbación se hace más tenue a medida que nos alejamos. Tradicionalmente los muestreos en gradiente se han realizado a escala espacialmente regular (May, 1985; Foe y Knight, 1987; López-Gappa *et al.*, 1990; Zmarzly *et al.*, 1994); sin embargo en nuestro estudio se dan varios condicionantes por lo cuales las estaciones no se han distribuido según este criterio. En primer lugar el gradiente ambiental de contaminación presente en la bahía no se debe a una única fuente de perturbación. En la mayoría de estudios en gradiente, solo se contempla una fuente perturbadora por lo que su efecto se atenúa gradualmente con el incremento de la distancia. En nuestro estudio la existencia de múltiples fuentes, con distinta ubicación, pueden enmascarar el decremento de sus efectos con la distancia. En segundo lugar la inexistencia de sustrato rocoso a lo largo de todo el arco de la Bahía también condicionó la distribución. Por último, la segunda parte del estudio consistente en monitorizar las posibles influencias derivadas de la ampliación de Isla Verde sobre las comunidades bentónicas, nos obligó a situar un mayor número de estaciones en las cercanías de la futura obra portuaria.

2.2.1. Muestreo de organismos

La metodología de muestreo utilizada se basa en el uso de transectos perpendiculares a la costa, cuyo fin es la cuantificación de cambios en la abundancia y distribución de los organismos (Jones *et al.*, 1980; Fa, 1990). En cada estación se realizó un búsqueda previa para seleccionar el sitio más apropiado de ubicación de los transectos y se observó que el punto fuera representativo del área de estudio (Fa *et al.*, 2002). Se utilizaron cuatro transectos, a modo de réplicas, en cada estación. Los puntos muestreados en cada transecto se colocaron a intervalos de 25 cm en altura, desde el nivel cero de marea hasta la zona donde los organismos intermareales dejan de estar

presentes (dos metros de altura aproximadamente para nuestra zona de estudio), lo que hace un total de ocho puntos de muestreo por estación. Se utilizó una regla, una escuadra y una cuerda para establecer las diferentes alturas en los transectos (figura 4).

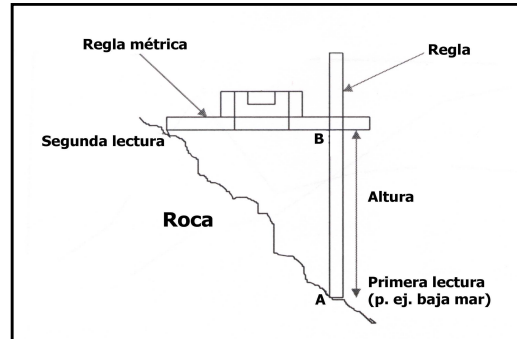


Figura 4.- Método usado para establecer los intervalos de cada transecto.

Se muestrearon ocho niveles en cada transecto utilizando una cuadrícula de 25 x 25 cm, a su vez subcuadriculada en 25 unidades de 5 x 5 cm (figura 5). Se registró la ausencia o presencia de las especies de algas y macrofauna en cada subcuadrícula. A partir del número de subcuadrículas en las que estaba presente una especie se estimaba su cobertura. Este método para estimar la abundancia usando datos de presencia/ausencia se utilizó para todas las especies, obteniéndose matrices homogéneas de datos, evitándose así las matrices mixtas de abundancia basadas en densidad para algunas especies y porcentaje de cobertura para otras (Guerra-García, 2006). El censo de cada una de las especies se realizó visualmente *in situ*, aquellas especies que no pudieron ser identificadas con seguridad fueron recolectadas y trasladadas al laboratorio para su correcta identificación taxonómica.

Para el seguimiento de la obra se muestrearon las mismas estaciones que en el estudio espacial. Los muestreos se realizaron en verano de 2004, invierno de 2005, verano de 2005 e invierno de 2006.

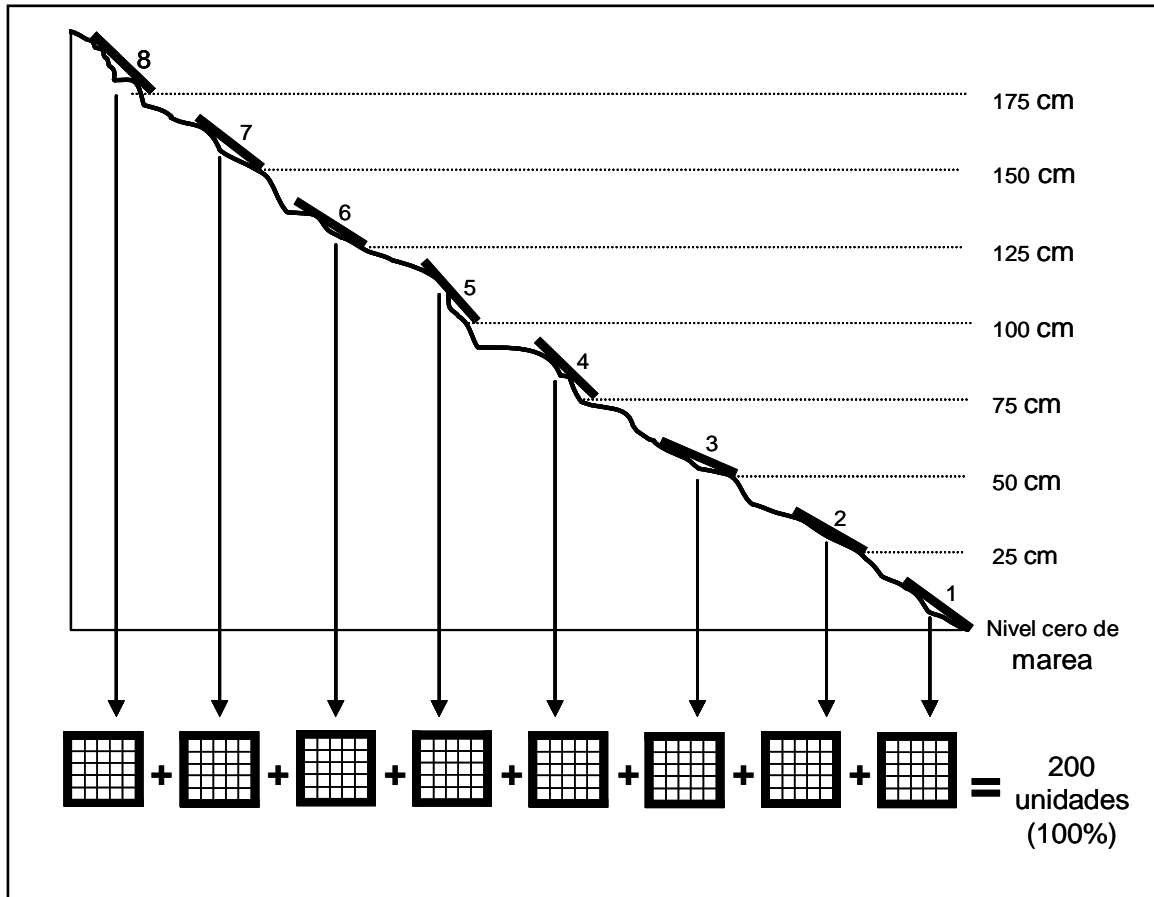


Figura 5.- Distribución de las cuadrículas a lo largo de todo el transecto.

2.2.2. Análisis físico-químicos

Se midieron varios parámetros físico-químicos en la columna de agua para el estudio espacial, realizado en agosto de 2003. En concreto los parámetros registrados fueron temperatura del agua, pH, salinidad, oxígeno disuelto y turbidez. Los valores fueron tomados en cada una de las ocho estaciones y se realizaron tres medidas a modo de réplicas en cada una de ellas. La temperatura y salinidad del agua fueron medidas usando un conductímetro Hanna WTW LF-323, y el pH por medio de un pHmetro Hanna HI-8324. El oxígeno disuelto se midió mediante un oxímetro Hanna WTW oxi-196, y la turbidez se midió en unidades nefelométricas (ntu) usando un turbidímetro Hanna HI 93703.

Los datos físico-químicos recabados para el seguimiento de la obra de ampliación se enfocaron exclusivamente en la turbidez, ya que mostró la mejor correlación con los organismos en el estudio espacial. Se utilizó el mismo modelo de turbidímetro comentado anteriormente. Se registraron datos en verano de 2004, invierno de 2005, verano de 2005, invierno de 2006, verano de 2006, invierno de 2007 y verano de 2007. En cada periodo muestreado se registraron tres valores en cada punto de muestreo por día durante 15 días. Todos los datos fueron medidos siempre en la superficie del agua durante las horas de la mañana.

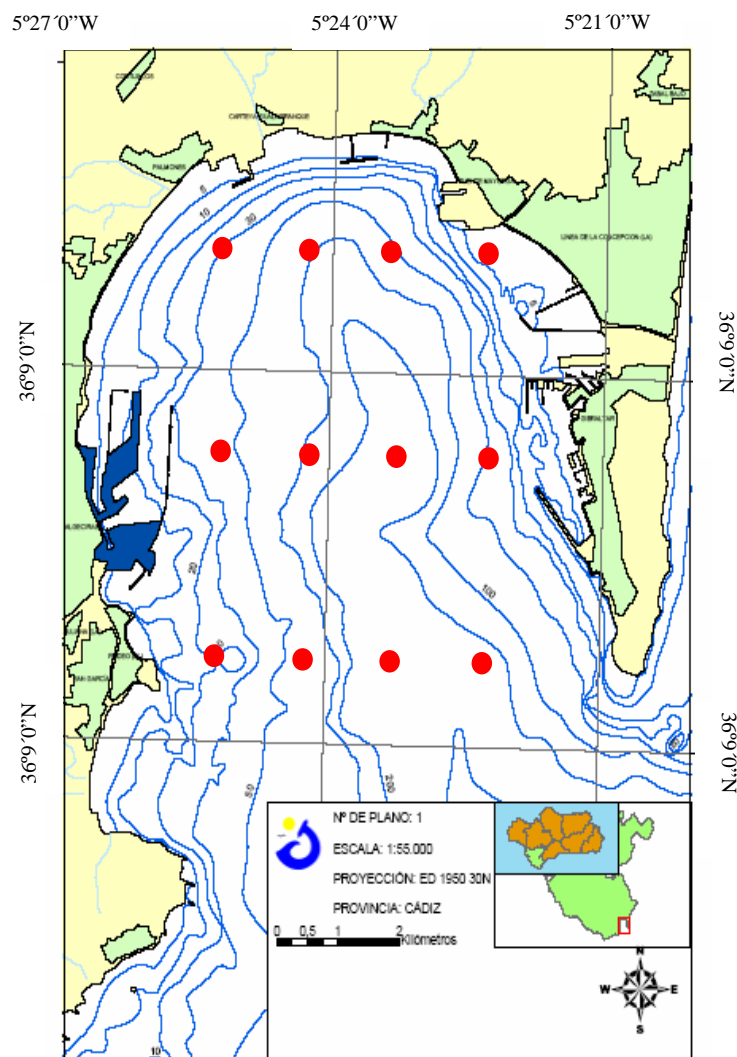


Figura 6.- Estaciones de muestreo para la turbidez (estudio temporal).

Las estaciones de muestreo para la turbidez fueron distribuidas homogéneamente por toda la Bahía (figura 6). La intención era registrar posibles variaciones en los

niveles de turbidez dentro de ésta como consecuencia de las obras de ampliación acometidas en el muelle exterior de Isla Verde.

2.2.3. Tratamiento de la información

El objetivo del estudio espacial era determinar la capacidad de las comunidades intermareales como herramienta de bioindicación de la calidad de las aguas, pero de una manera eficaz y rápida. No se trataba de realizar un estudio detallado de la distribución de los organismos entre los distintos cinturones de cada transecto. Por tanto, los datos recabados en cada transecto han sido simplificados para un procesamiento estadístico de los datos más sencillo. Las ocho cuadrículas colocadas a lo largo de cada transecto han sido agrupadas en una sola área de 200 subcuadrículas (25 x 200 cm). El porcentaje de cobertura para cada especie fue calculado según el número de subcuadrículas de las 200 totales en las que estaba presente a lo largo de los 2 metros verticales de distribución. Este método, aunque implica una pérdida de información de la distribución vertical de los organismos, ofrece una forma sencilla de caracterizar cada estación de muestreo como un todo y obtener así una matriz integrada con datos sencillos para cada especie en cada transecto (4 valores por estación) en vez de 32 datos posibles (ocho alturas posibles de distribución de la especie, por un total de 4 réplicas).

2.2.3.1. Análisis univariantes

En cada transecto se calcularon el número total de especies (S), el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') (Shannon y Weaver, 1963) y el índice de equitatividad de Pielou (J) (Pielou, 1966) así como la media de los cuatro transectos por estación y su desviación estándar. Para verificar la normalidad de los datos se utilizó el test de Kolmogorov-Smirnov y el de Levene para la homogeneidad de las varianzas. Cuando la normalidad de los resultados y la homogeneidad de varianzas no se cumplían, aun con la transformación de los datos, se empleó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis para la comparación de las medias, utilizándose el test ANOVA cuando estas premisas se cumplían. Se utilizaron para detectar posibles diferencias de los índices entre las distintas estaciones. Se realizaron comparaciones múltiples post-hoc

mediante el test de Tamhane o el test de Tukey. Todos los análisis univariantes fueron realizados mediante el programa informático BMDP (Dixon, 1983) y SPSS 12.0.

2.2.3.2. *Análisis multivariantes*

La afinidad entre estaciones basada en parámetros ambientales se estableció a través de un análisis cluster usando el algoritmo UPGMA (unweighted pair group method using arithmetic averages) (Sneath y Sokal, 1973) basado en las distancias euclídeas. Los datos físico-químicos fueron transformados mediante el $\log(x+1)$ (Guerra-García *et al.*, 2003). La afinidad entre estaciones para los datos biológicos se llevó a cabo mediante análisis cluster usando el método UPGMA basado en el índice de similitud de Bray-Curtis (Bray y Curtis, 1957). La relación entre los factores físico-químicos y la matriz de abundancia de especies fue estudiada a través de un análisis de correspondencias canónicas (CCA). Este análisis es una técnica de gradiente directo en la cual los resultados de la ordenación de estaciones están directamente relacionados con los valores ambientales (Ter Braak, 1986). También se usó el análisis BIOENV para relacionar la estructura biológica multivariante y los datos físico-químicos (Clarke y Ainsworth, 1993). El análisis del porcentaje de similitud (SIMPER) (Clarke, 1993) se utilizó para determinar qué especies estaban implicadas en el agrupamiento de las diferentes estaciones. Los análisis multivariantes se realizaron a través del programa PRIMER (Clarke y Gorley, 2001) y el programa PC-ORD (McCune y Mefford, 1997).

3. RESULTADOS

3.1. ESTUDIO ESPACIAL

3.1.1. Datos físico-químicos

En el primer estudio se tomaron medidas en todas las estaciones de temperatura, pH, salinidad, turbidez y oxígeno disuelto. La turbidez mostró valores más altos en las estaciones internas que las externas, mientras que las concentraciones de oxígeno disuelto fueron más altas en la zona externa (figura 7). Los resultados obtenidos indican para la temperatura, pH y salinidad valores muy similares en todas las estaciones (figura 8).

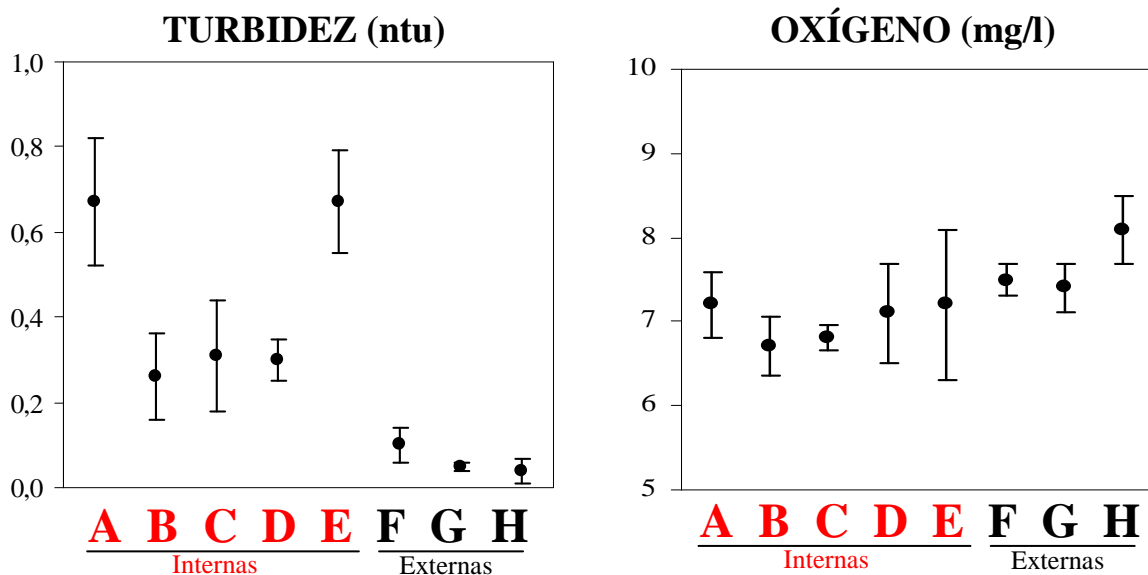


Figura 7.- La turbidez y el oxígeno disuelto presentan un patrón ligeramente inverso.

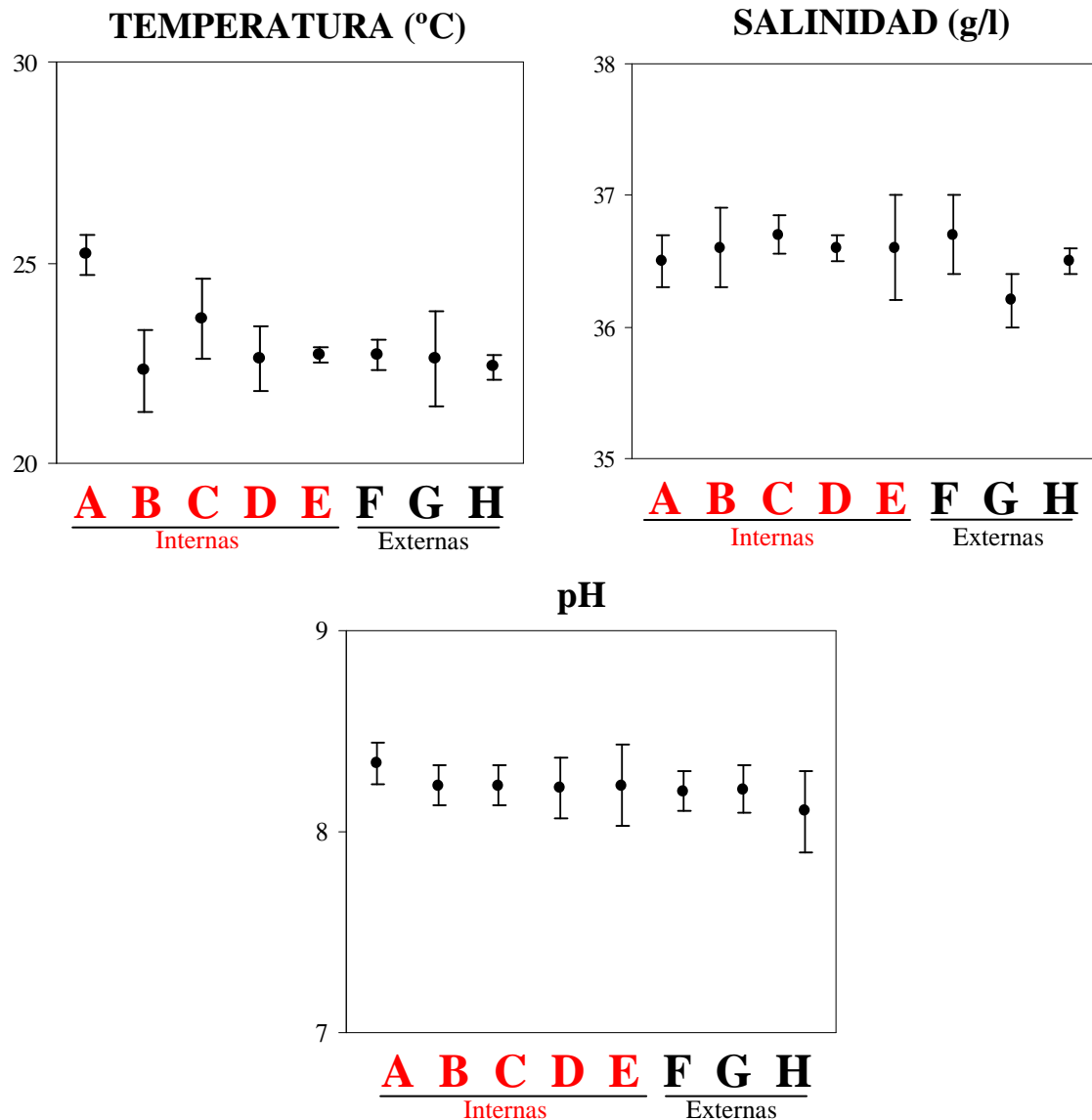


Figura 8.- Los valores registrados para la temperatura, pH y salinidad fueron similares en todas las estaciones.

3.1.1.1. Análisis multivariantes

El análisis cluster realizado usando la matriz ambiental de parámetros abióticos mostró la existencia de dos grupos de estaciones (internas vs. externas). Estas diferencias se deben principalmente a los valores bajos para la turbidez y altos para el oxígeno disuelto detectados en las estaciones exteriores (figura 9).

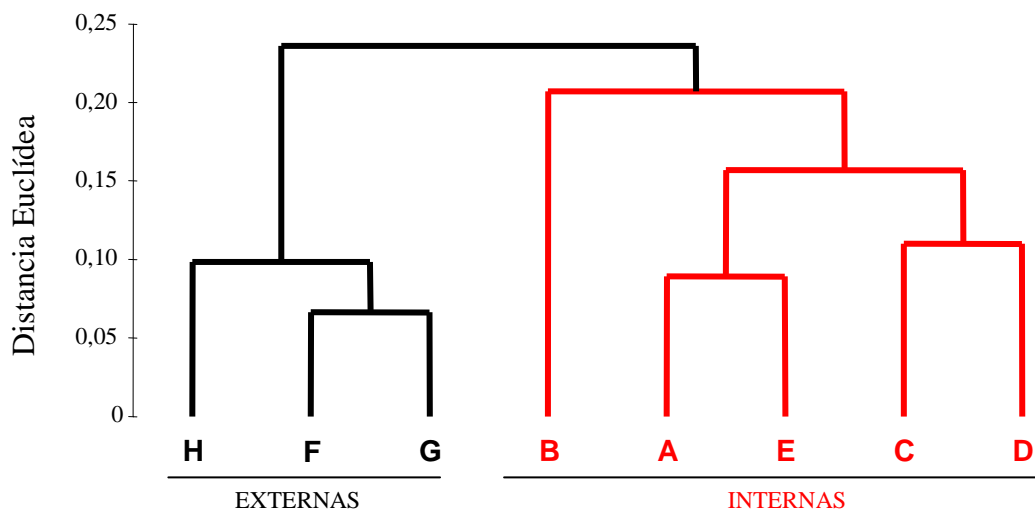


Figura 9.- Dendrograma de similitud (distancia euclídea) entre las distintas estaciones, basado en datos abióticos.

3.1.2. Datos biológicos

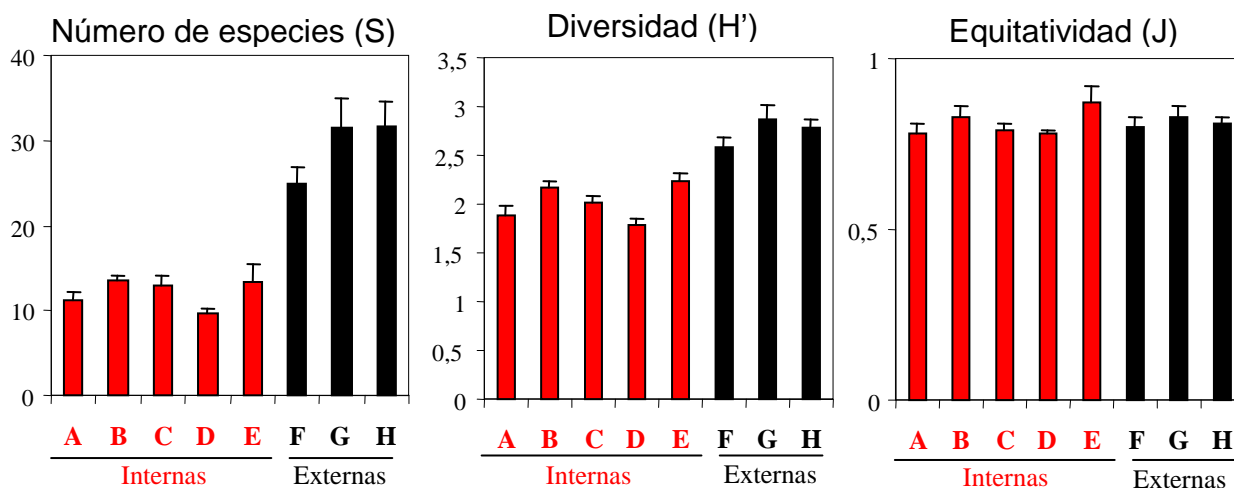
Entre las ocho estaciones se identificó un total de 57 taxones, de los cuales 22 pertenecían a macrofauna, y 35 se trataban de macrófitos. En la tabla 1 se muestra la lista de especies detectadas durante el estudio y los valores de abundancia (%) en cada uno de los cuatro transectos por estación muestreada.

La mayoría de las especies comunes de macrofauna estaban ampliamente distribuidas por toda la Bahía, especies tales como el cirripedo *Chthamalus stellatus* (Poli, 1791) y *Perforatus perforatus* (Bruguière, 1789), y los moluscos *Littorina littorea* (Linnaeus, 1758), *Melarhaphe neritoides* (Linnaeus, 1758), *Mytilus cf edulis* Linnaeus, 1758, *Patella caerulea* Linnaeus, 1758, *Patella rustica* Linnaeus, 1758, *Cymbula safiana* (Lamarck, 1819) y *Siphonaria pectinata* (Linnaeus, 1758). Destaca especialmente entre la macrofauna la presencia del molusco en peligro de extinción *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 en las estaciones B y G. En cuanto a los macrófitos existe un grupo de especies común a lo largo de toda la Bahía como *Ellisolandia elongata* (J.Ellis & Solander) K.R.Hind & G.W.Saunders, 2013, *Ceramium virgatum* Roth, 1797, *Gelidium pusillum* (Stackhouse) Le Jolis, 1863, *Hildenbrandia sp.* y *Ulva*

rigida C.Agardh, 1823. Otras especies estaban exclusivamente presentes en las estaciones externas, tal es el caso de *Bryopsis plumosa* (Hudson) C.Agardh, 1823, *Caulacanthus ustulatus* (Mertens ex Turner) Kützinger, 1843, *Codium adhaerens* C.Agardh, 1822, *Cladophora* sp., *Fucus spiralis* Linnaeus, 175, *Lithophyllum byssoides* (Lamarck) Foslie, 1900 y *Rivularia bullata* Berkeley ex Bornet & Flahault, 1886. Otras especies tales como *Asparagopsis armata* Harvey, 1855, *Colpomenia sinuosa* (Mertens ex Roth) Derbès & Solier, 1851, *Gelidium spinosum* (S.G.Gmelin) P.C.Silva, 1996 y *Mesophyllum lichenoides* (J.Ellis) Me.Lemoine, 1928, aunque presentes en algunas estaciones internas, eran mucho más abundante en las externas.

3.1.2.1. Análisis univariantes

El número de especies y el índice de diversidad fueron significativamente superiores en las estaciones externas (F-H) respecto a las internas (A-E) (figura 10 y tabla 1). El número de especies y la diversidad diferencian claramente dos grupos de estaciones (externas vs. internas); sin embargo la equitatividad fue similar en todas las estaciones y no se detectaron diferencias significativas.



Figuras 10.- Media y desviación estándar (n = 4 transectos) de los parámetros descriptivos en cada estación.

Tabla 1. Resultados del Test de Kruskal-Wallis para el número de especies, diversidad (H') y equitatividad (J)

	K	Grupo homogéneo
<i>Número de especies</i>	28.06***	<u>A B C D E</u> <u>F G H</u>
<i>Diversidad (H')</i>	29.34***	<u>A D</u> <u>B C E</u> <u>F G H</u>
<i>Equitatividad (J)</i>	16.17n.s.	<u>A B C D E F G H</u>

Nota. n.s., no significativo, *** $p < 0,001$. Los grupos homogéneos según el test de Tamhane ($p < 0,05$) están subrayados con una línea continua.

3.1.2.2 Análisis multivariantes

El análisis cluster basado en los valores de abundancia de las especies de la comunidad intermareal entre todas las estaciones fue muy similar al obtenido para los parámetros físico-químicos y mostró claramente dos grupos de estaciones (figura 11). El primer grupo está englobado por las estaciones externas (F-H, 70% de similaridad), caracterizado por un elevado número de especies y diversidad también elevada. El segundo grupo representa el resto de estaciones que a su vez está dividido en dos subgrupos, uno esta formado por las estaciones de la pared del puerto (C, D, 65% de similaridad) y el otro incluye el resto de estaciones internas (A, B, E, 65% de similaridad).

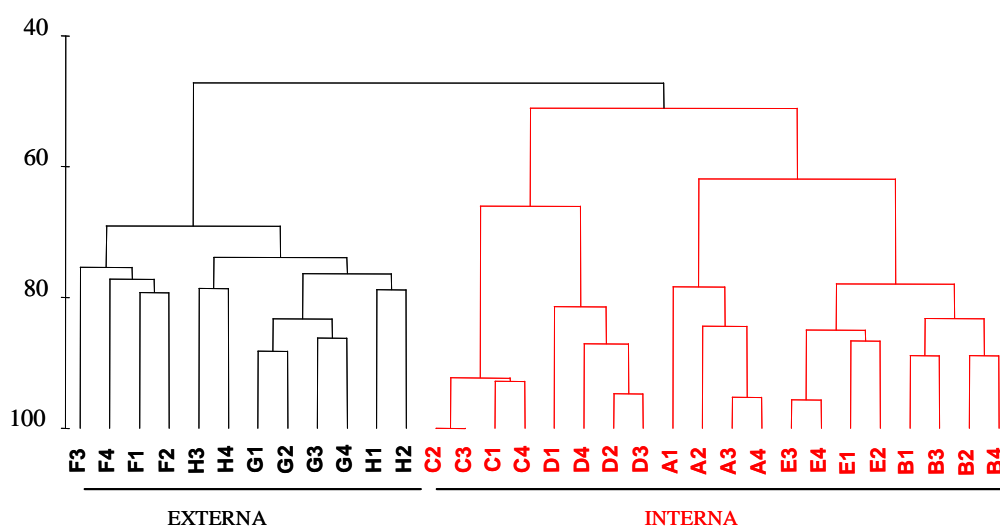


Figura 11.- Dendrograma de similitud (Bray-Curtis) entre las distintas estaciones, basado en la composición de especies.

El análisis SIMPER se aplicó para detectar las especies que más contribuyen a la disimilitud entre los dos grupos de estaciones (A-E: internas vs F-H: externas), los organismos más determinantes fueron los moluscos *Chthamalus stellatus* y *Melarhaphe neritoides*, y el macrófito *Gelidium pusillum*, todos ellos son más abundantes en las estaciones externas (tabla 2).

Tabla 2. Abundancia media de las especies más relevantes de las estaciones muestreadas en la zona interna de la bahía de Algeciras (A-E) (INT) y la zona externa (F-H) (EXT)

Taxones	Abund. INT.	Abund. EXT.	Dis. Med.	Ratio	Dis. %	Dis. Acum. %
<i>Chthamalus stellatus</i>	20.03	28.46	4.83	1.56	9.28	9.28
<i>Melarhaphes neritoides</i>	2.45	10.38	4.24	1.82	8.13	17.41
<i>Gelidium pusillum</i>	2.28	10.46	4.17	4.68	8.00	25.41
<i>Balanus perforatus</i>	5.13	3.25	2.59	1.27	4.98	36.92
<i>Ellisolandia elongata</i>	9.03	11.50	2.36	1.11	4.53	41.45
<i>Mytilus cf edulis</i>	4.78	2.54	2.23	1.21	4.29	45.74
<i>Asparagopsis armata</i>	0.05	4.33	2.20	4.68	4.22	49.96
<i>Colpomenia sinuosa</i>	0.10	4.25	2.06	1.30	3.95	53.91
<i>Fucus spiralis</i>	0.00	3.83	1.89	1.30	3.63	57.54
<i>Hildenbrandia sp</i>	4.25	2.79	1.83	1.53	3.52	61.06
<i>Cymbula nigra</i>	3.50	1.08	1.68	0.80	3.22	64.28
<i>Caulacanthus ustulatus</i>	0.00	3.29	1.66	2.41	3.19	67.47
<i>Rivularia bullata</i>	0.00	3.13	1.60	2.69	3.08	70.55
<i>Cladophora sp</i>	0.00	3.13	1.60	2.07	3.06	73.61
<i>Ceramium rubrum</i>	2.35	3.92	1.52	1.98	2.92	76.53
<i>Patella rustica</i>	3.00	2.63	1.49	1.24	2.85	79.38
<i>Mesophyllum lichenoides</i>	0.43	2.46	1.11	1.42	2.13	81.51
<i>Lithophyllum sp</i>	1.75	2.21	1.08	1.25	2.07	83.58
<i>Ulva rigida</i>	1.70	1.58	1.02	1.70	1.96	85.55
<i>Patella caerulea</i>	3.33	5.08	0.93	1.58	1.78	87.33
<i>Siphonaria pectinata</i>	1.93	1.13	0.86	1.00	1.65	88.97
<i>Codium adhaerens</i>	0.00	1.63	0.81	1.29	1.56	90.53

Nota. Las especies están ordenadas en orden decreciente de contribución a la disimilaridad media (Dis. Med.) entre los dos grupos hasta un 90 % de disimilaridad total acumulada (Dis. acum. %). El ratio indica Dis/Desviación estándar. La disimilaridad media total entre grupos es 52.1 %.

El análisis de correspondencias canónicas (CCA) confirmó la misma ordenación que la obtenida en el análisis cluster. Las estaciones externas (F-H) aparecen juntas en la parte positiva del eje 1 y la parte negativa del eje 2, principalmente determinado por las elevadas concentraciones de oxígeno (figura 12). Las estaciones C y D, localizadas en la pared externa del muelle de Isla Verde, conforman un grupo aparte. El resto de estaciones está caracterizado por elevados niveles de turbidez. El eje 1 parece separar las estaciones en función del gradiente de oxígeno y de salinidad, y el eje 2 está correlacionado principalmente con la turbidez del agua. Este parámetro, el cual muestra la mayor correlación en el análisis CCA (tabla 3), parece ser uno de los principales

factores influyentes sobre la distribución de los macrófitos y la macrofauna. De hecho según el análisis BIO-ENV, la mejor combinación para explicar los datos biológicos es una sola variable, la turbidez ($r = 0.40$).

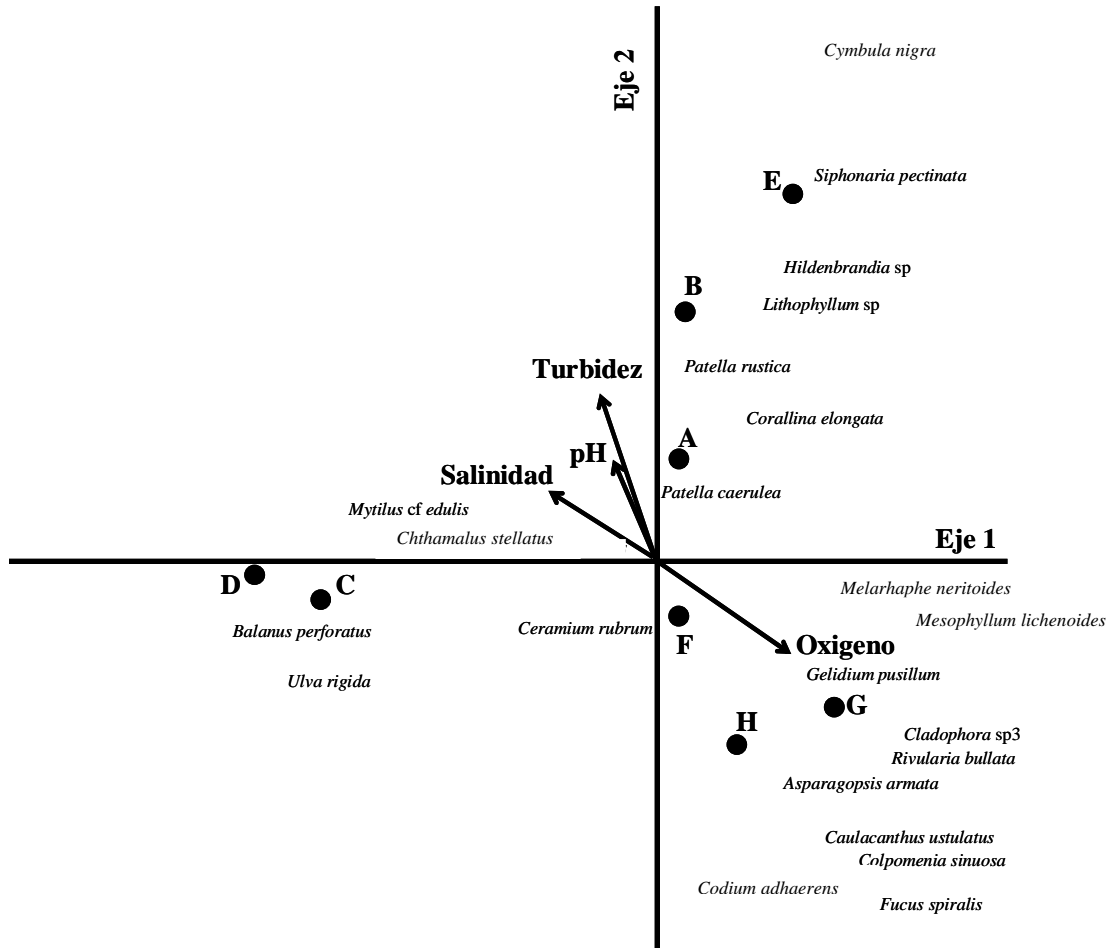


Figura 12.- Representación gráfica de las estaciones y especies con respecto a los dos primeros ejes del análisis de correspondencias canónicas (CCA). Las especies incluidas son las que más contribuyen a la disimilaridad entre las estaciones internas y externas según el SIMPER.

Tabla 3. Resumen de resultados del análisis de correspondencias canónicas

	Eje 1	Eje 2
Correlación especies-vbles. Ambientales	0.99	0.99
Porcentaje de la varianza de especies	33.7	28.4
Correlación con variables ambientales		
<i>Turbidez</i>	-	0.77
<i>Oxígeno</i>	0.44	-0.56
<i>Salinidad</i>	-0.52	-
<i>pH</i>	-	0.49

Nota. Solo las variables ambientales que correlacionan significativamente con los ejes de CCA ($p < 0.05$) están incluidas

3.2 ESTUDIO TEMPORAL

3.2.1 Datos físico-químicos

Hay que destacar que la obra objeto del seguimiento se caracterizó principalmente por operaciones de dragados y vertido de áridos en operaciones de relleno. Las obras de ampliación comenzaron en el año 2004 y se prolongaron hasta después de 2007. La turbidez es uno de los principales factores que suele verse modificado en este tipo de obras. En general suelen producirse incrementos en los valores de turbidez y un posterior aterramiento de los fondos marinos. En nuestro estudio se detectó un aumento considerable en los valores de turbidez desde verano de 2004 a invierno de 2005, los dos muestreos posteriores mantuvieron valores elevados parecidos a los registrados en invierno de 2005 (figura 13).

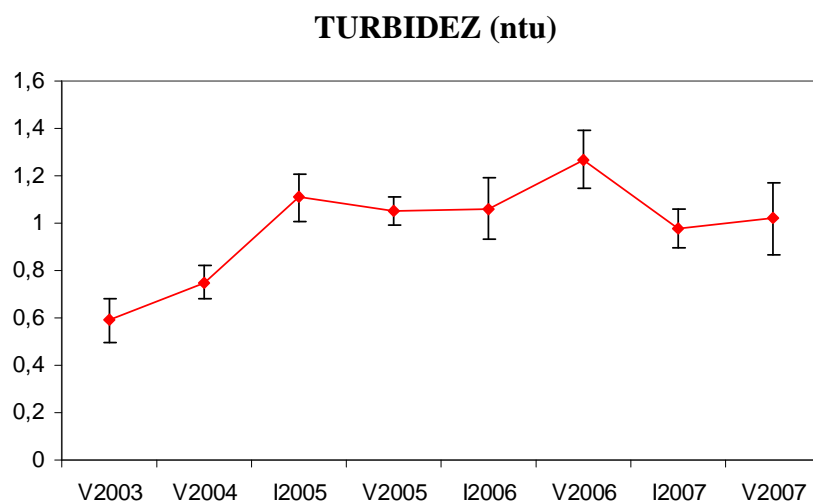


Figura 13.- Valores de turbidez registrados en los meses muestreados durante el seguimiento de la obra (V= verano, I= invierno).

Los datos de turbidez se complementaron con datos del nivel de nutrientes en la zona (figura 14). La razón de cuantificar estos parámetros se debe a las acciones de dragados acaecidas en el transcurso de las obra de ampliación. Este tipo de operaciones pueden producir la resuspensión de materia orgánica depositada en los fondos, como consecuencia se produce un ligero aumento en los niveles de nutrientes de la columna de agua. (no se incluyen datos para 2006 y 2007 por no haber sido registrados).

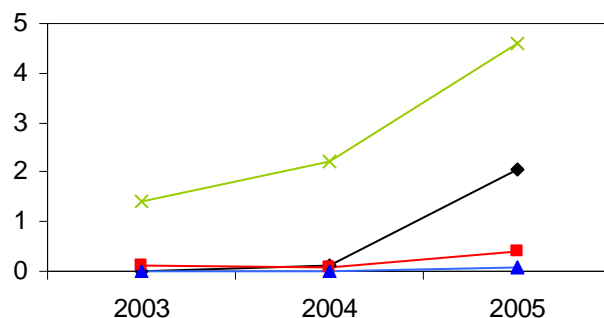


Figura 14.- Valores de nutrientes y clorofila en la zona de estudio. Datos cedidos por el Plan de Policía de Aguas (Consejería de Medio Ambiente).

	2003	2004	2005
N total (mg/l) •	-	0,14	2,04
Nitratos (mg/l) •	0,11	0,07	0,41
Nitritos (mg/l) •	0,01	0,011	0,0844
Clorofila (mg/m³) •	1,43	2,23	4,58

3.2.2 Datos biológicos

Podemos destacar dos singularidades referentes a la evolución temporal de las comunidades biológicas intermareales en la bahía de Algeciras. La primera se trata de la moderada disminución de la diversidad en la mayoría de estaciones (existen diferencias significativas en la mayoría de estaciones), en concreto la pérdida se ha producido en la comunidad de macrófitos. La segunda se trata del aumento sustancial de los valores de cobertura para el alga *Ellisolandia elongata* (figura 15).

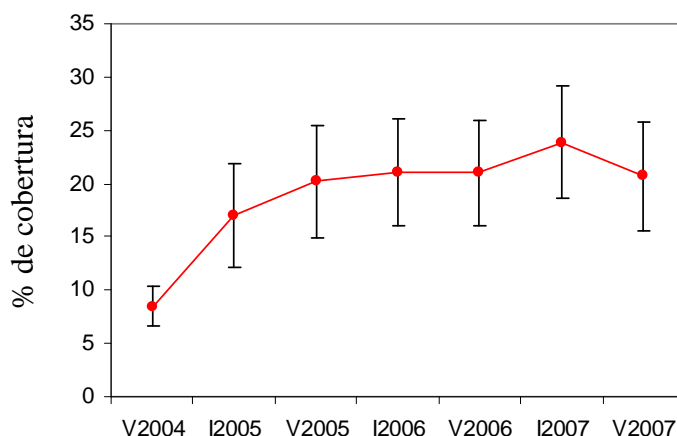


Figura 15.- Evolución temporal de los valores de cobertura para la especie *Ellisolandia elongata* (V=verano, I=invierno).

3.2.2.1 Análisis univariantes

A lo largo del periodo muestreado se produjo una fluctuación en el número de especies registradas (figura 16). En todas las estaciones, excepto las estaciones F y B, se registraron diferencias significativas respecto a la comparación de la evolución temporal de cada una de las estaciones (tabla 4).

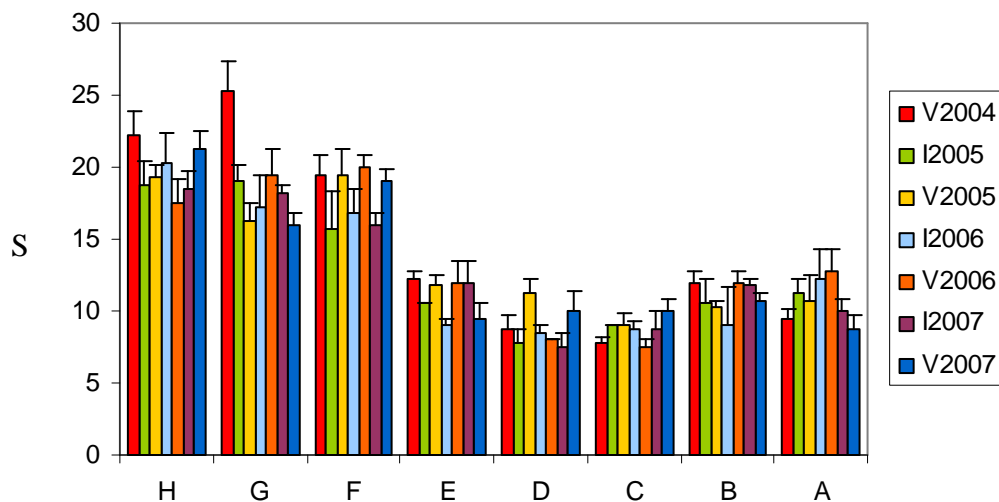


Figura 16.- Número de especies en cada una de las estaciones a lo largo del periodo muestreado.

Tabla 4. Resultados del ANOVA para los datos del n° de especies.

ESTACIONES	F	GRUPOS HOMOGÉNEOS
H	4,488 ^{**}	1>3,4,7>2,6>5
G	17,260 ^{***}	1>5>2,6,4>3,7
F	n.s.	-
E	6,919 ^{***}	1,6,5>3,2,7>4
D	8,411 ^{***}	3>1,7,4,5>2,6
C	3,456 ^{**}	7,3,2,6,4>1,5
B	n.s.	-
A	4,810 ^{**}	5,4,2,3,6>1>7

Nota. n.s., no significativo, *** p<0,001, ** p<0,01. Los grupos homogéneos según el test post hoc de Tukey. 1(V04), 2(I05), 3(V05), 4(I06), 5(V06), 6(I07), 7(V07).

El patrón espacial registrado durante el verano de 2003 se mantuvo en el resto de muestreos realizados. Las estaciones exteriores (H-F) contienen un número mayor de especies que las interiores (A-E) (figura 17).

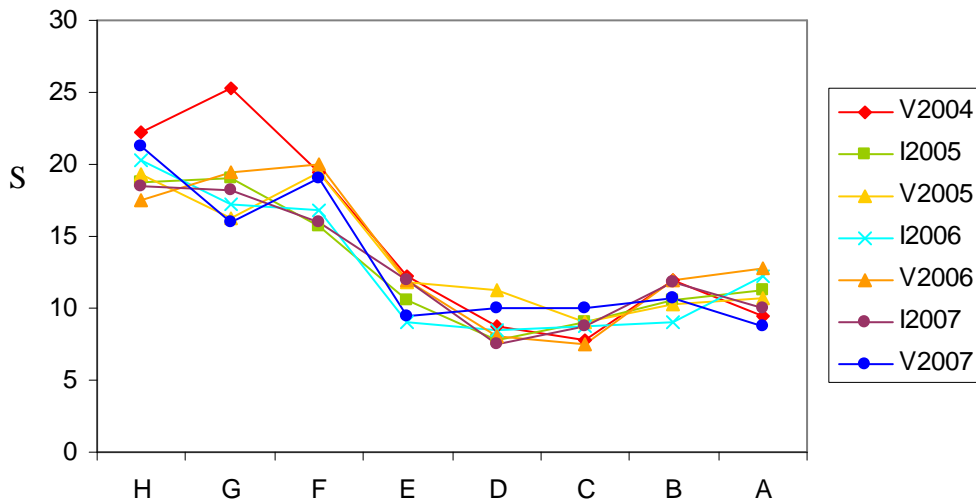


Figura 17.- Patrón espacial del nº de especies en cada uno de los muestreos realizados.

El análisis de los valores del índice de diversidad de Shannon mostró una disminución significativa desde verano de 2004 al resto de tiempos muestreados para las estaciones H, G y E (figura 18). Las estaciones C y B variaron significativamente en el tiempo pero no mostraron ningún patrón de disminución (tabla 5).

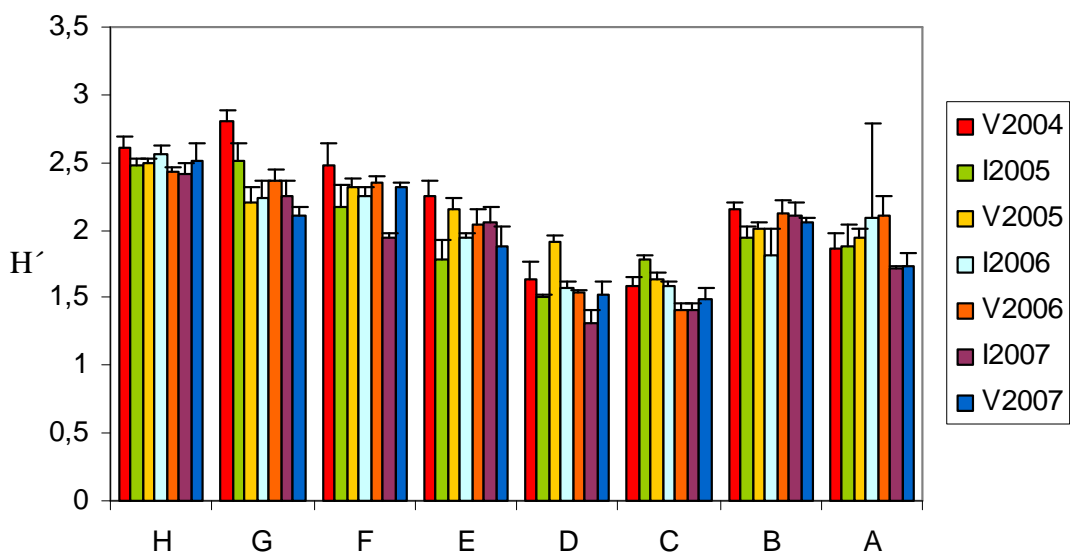


Figura 18.- Índice de diversidad de Shannon en cada una de las estaciones a lo largo del periodo muestreado.

Tabla 5. Resultados del ANOVA para los datos del índice de diversidad de Shannon.

ESTACIONES	F	GRUPOS HOMOGÉNEOS
H	3,721 **	1>2,3,4,7>5,6
G	19,824 ***	1>2>5>6,4,3>7
F	n.s.	-
E	7,909 ***	1>3,6,5>4,7>2
D	n.s.	-
C	20,575 ***	2>3>4,1>7>5,6
B	5,287 **	1,5,6,7,3>2,4
A	n.s.	-

Nota. n.s., no significativo, *** $p < 0,001$, ** $p < 0,01$. Los grupos homogéneos según el test de. 1(V04), 2(I05), 3(V05), 4(I06), 5(V06), 6(I07), 7(V07).

El índice de Shannon también corroboró el mismo patrón espacial registrado en verano de 2003 para todos los periodos muestreados. El grupo de estaciones externas (H-F) es más diverso que las estaciones internas (A-E) (figura 19).

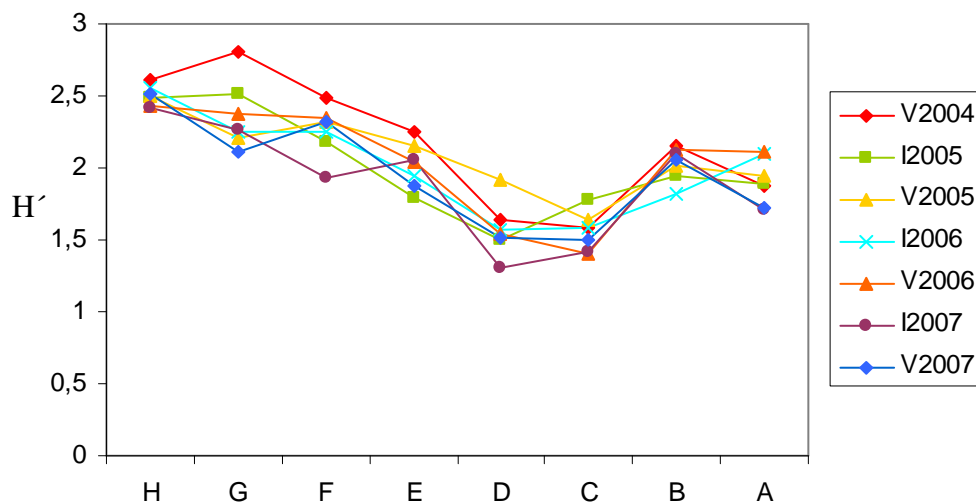


Figura 19.- Patrón espacial del índice de diversidad de Shannon en cada uno de los muestreos realizados.

El análisis del índice de equitatividad de Pielou no mostró ningún patrón claro en la evolución temporal de la comunidad intermareal, ni se observó un comportamiento diferente entre las estaciones del grupo exterior e interior.

El test ANOVA de dos factores para el índice de diversidad de Shannon confirmó la misma tendencia. Se registraron diferencias significativas para el índice de Shannon a nivel espacial entre el grupo externo y el interno, al igual que a nivel

temporal. Sin embargo, los dos parámetros de variación espacial y temporal mostraron interacción (tabla 6). Esta interacción pudo deberse a que no se mantuvo el mismo patrón de evolución en el tiempo para el grupo de estaciones internas y externas. No pudo realizarse el mismo análisis con el n° de especies ya que los dato no cumplieron homogeneidad de varianza para test de Levene.

Tabla 6. Resultados del ANOVA de dos factores, espacial (Ext. e Int.) y temporal (V04, I05, V05, I06) para el índice de diversidad de Shannon, sobre la comunidad rocosa intermareal ($p^{***}<0.001$, $p^{**}<0.01$, n.s.=no significativo).

		Shannon		
Parámetro de la variación	Media±D.E.	DF	SS	F
Grupo de estaciones		1	6,4	234,21***
	Exterior			
	Interior			
Periodo		6	1,33	8,12***
	V04			
	I05			
	V05			
	I06			
	V06			
	I07			
	V07			
Estación x Periodo		6	0,47	2,91**

A continuación se expresa a modo de gráfico los resultados del test ANOVA de dos factores. En la gráfica se aprecia, en función del índice de diversidad de Shannon, dos grupos claramente diferenciados (figura 20). El primero representa el grupo de estaciones externas con una diversidad superior, mientras que el segundo grupo formado por las estaciones internas muestra una media de diversidad inferior. Dentro de cada uno de los grupos existe una variación temporal entre verano de 2004, diversidad superior, y el resto de periodos muestreados donde la diversidad baja.

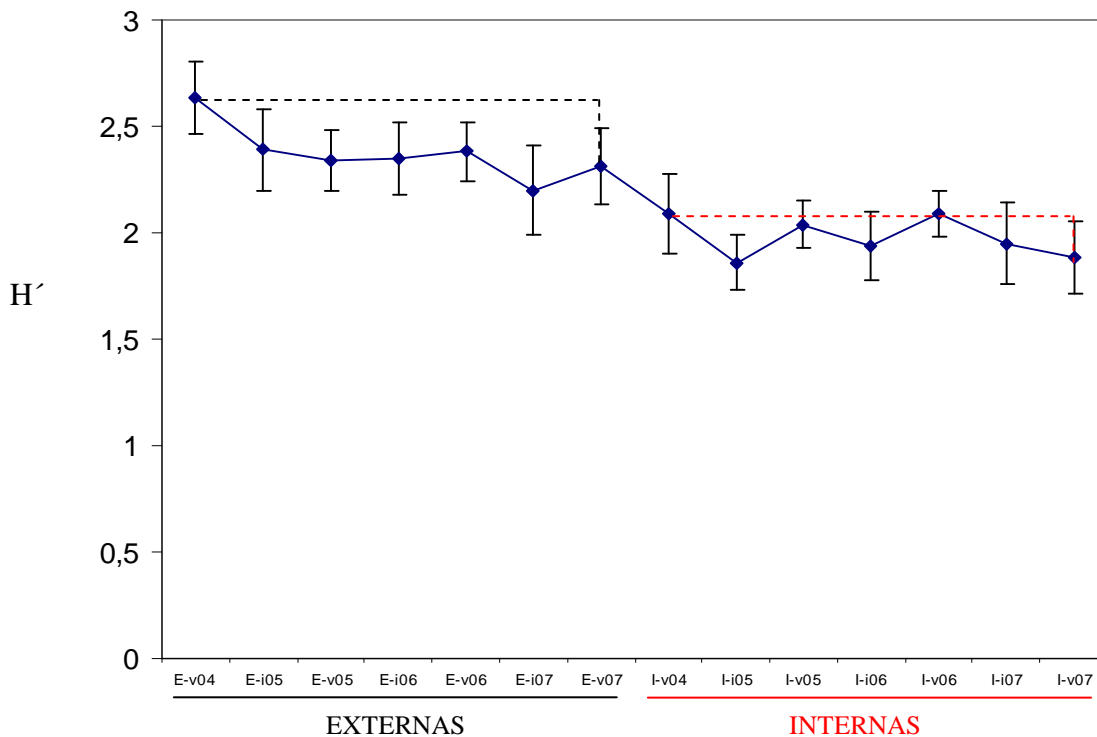


Figura 20.- Índice de Shannon (H') \pm D. E. (I=interno, E=externo, i=invierno, v=verano).

3.2.2.2 Análisis multivariantes

Se realizó un análisis de clasificación (cluster) basado en los valores de abundancia de las especies de la comunidad intermareal para cada uno de los periodos muestreados. La intención era comprobar si el patrón de distribución espacial de las estaciones registrado en el primer estudio (verano de 2003) se mantenía a lo largo del tiempo. El resultado fue similar al del primer estudio, un grupo externo conformado por las estaciones F, G y H, y un grupo interno donde solo se agrupaban las estaciones A, B y E. En el primer estudio las estaciones C y D se encontraban dentro del grupo interno, aunque formando un grupo aparte del resto de estaciones internas (A, B y E). Los muestreos realizados en el segundo estudio demostraron que las estaciones C y D forman un tercer grupo independiente del grupo interno. Esto se debe a las especiales características de la zona, las cuales serán comentadas en la discusión. En los datos de verano de 2005 el análisis cluster registró una anomalía para la estación A, la cual se agrupó al margen del grupo interno y el externo. Sin embargo, el análisis de ordenación

MDS demostró que la estación A se encuentra dentro del grupo interno. Este análisis también demostró que todas las estaciones, a excepción de las estaciones C y D, se distribuyen a lo largo de un gradiente ambiental (Figs. 2.21-2.34) También se elaboró un análisis cluster y MDS con todas las estaciones juntas en los distintos periodos muestreados. El análisis confirmó el mismo patrón, tres grupos, uno interno (A, B, y E), otro externo (F, G y H) y un tercer grupo formado por las estaciones del puerto (C y D) (Fig.2.35 y 2.36). Sin embargo, estas agrupaciones podrían no ser fiables debido al elevado estrés registrado (stress: 0,15).

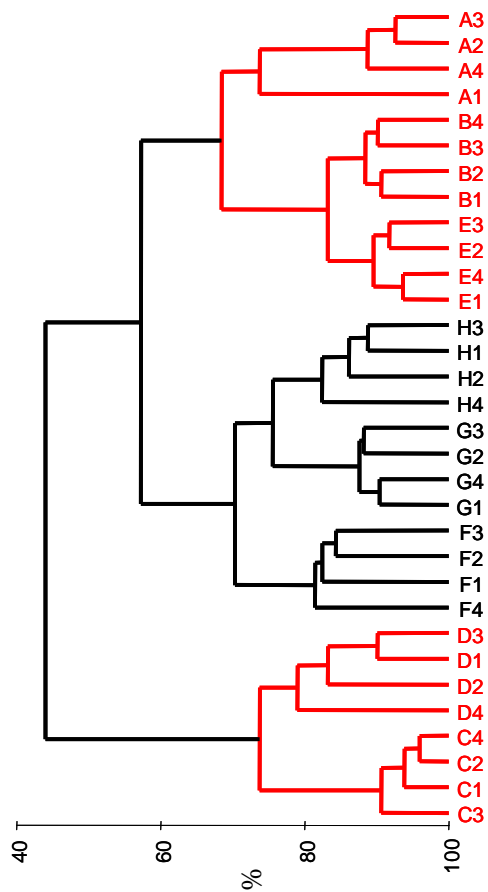


Fig 2.21. Dendrograma de similaridad, verano de 2004.

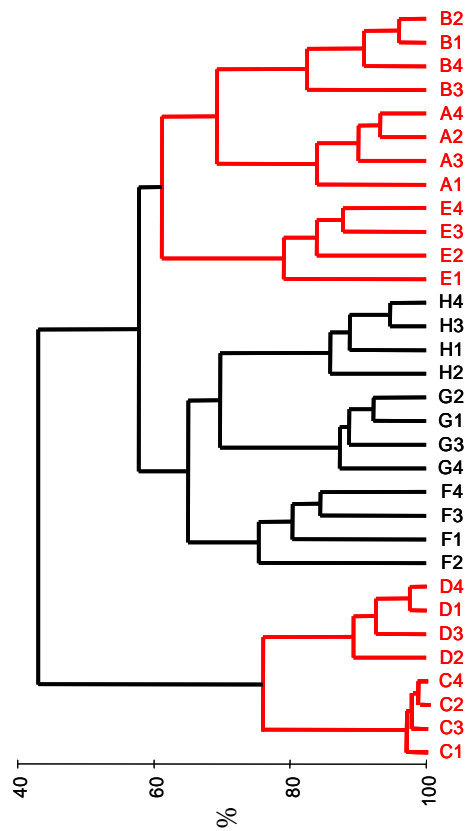


Fig 2.22. Dendrograma de similaridad, invierno de 2005.

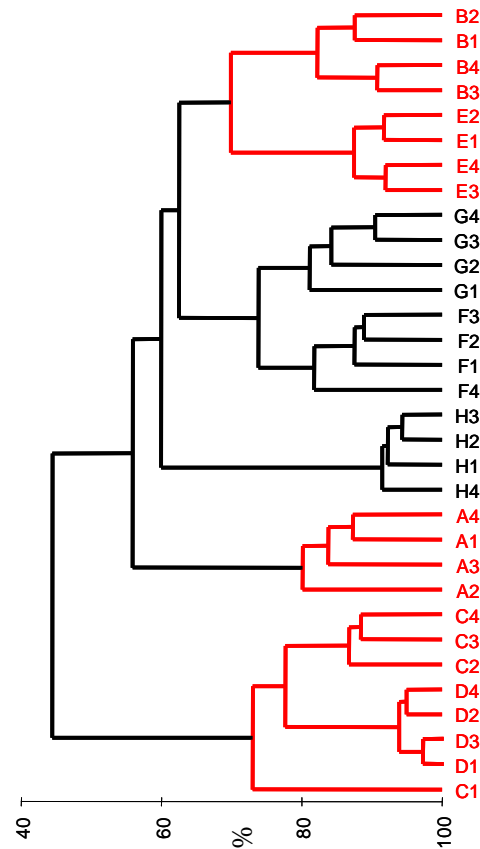


Fig 2.23. Dendrograma de similaridad, verano de 2005.

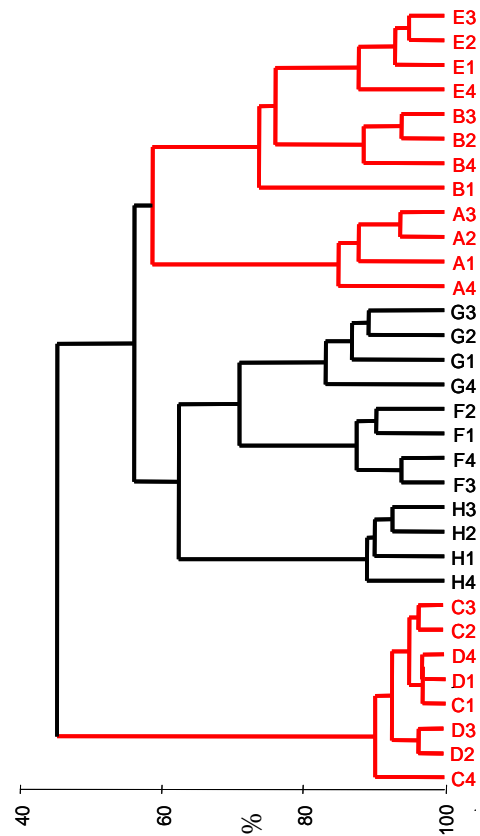


Fig. 2.24. Dendrograma de similaridad, invierno de 2006.

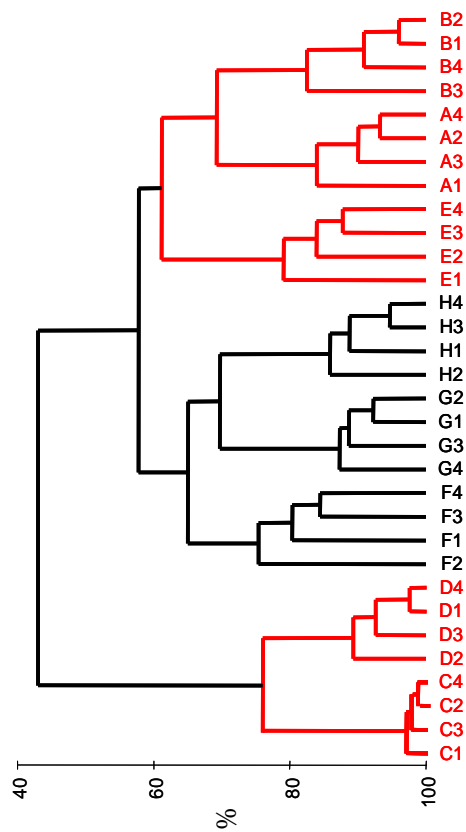


Fig 2.25. Dendrograma de similaridad, verano de 2006.

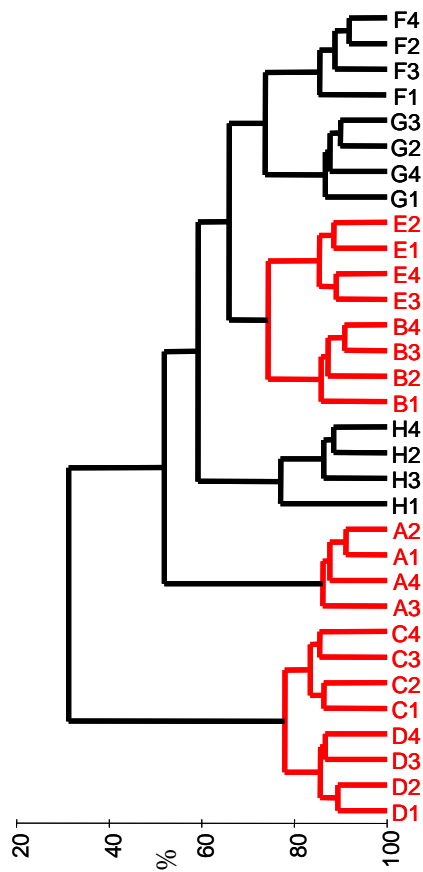


Fig 2.26. Dendrograma de similaridad, invierno de 2007.

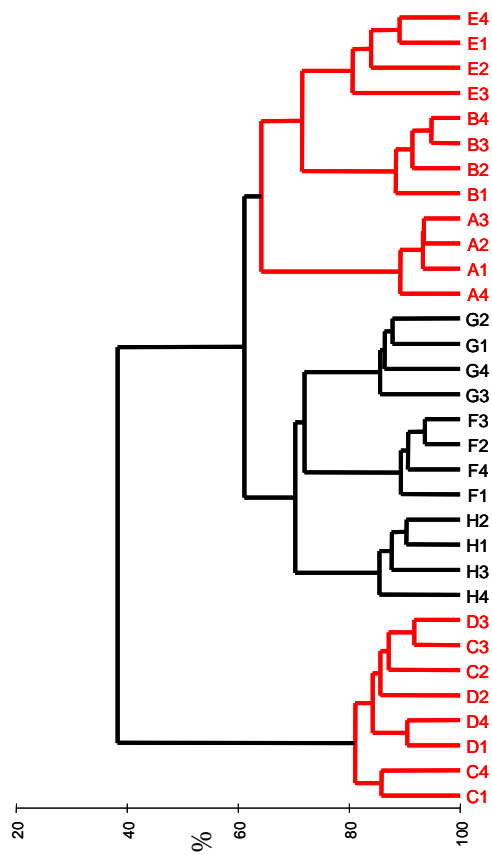


Fig 2.27. Dendrograma de similaridad, verano de 2007.

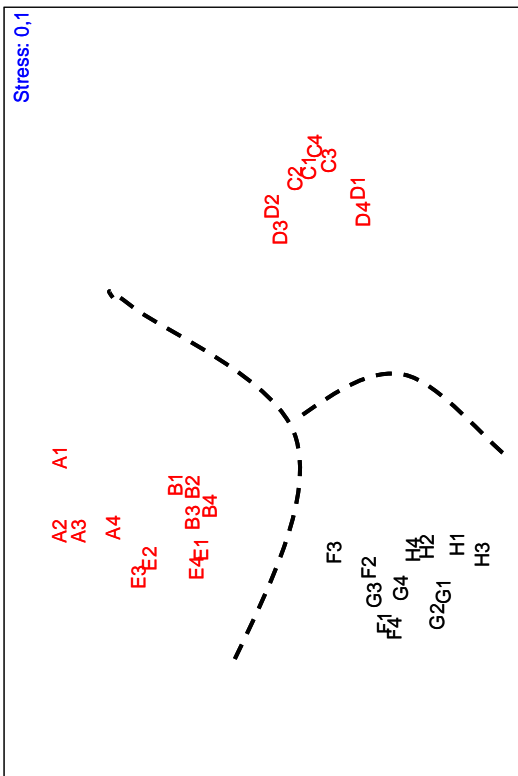


Fig. 2.28. Análisis de ordenación MDS, verano 2004.

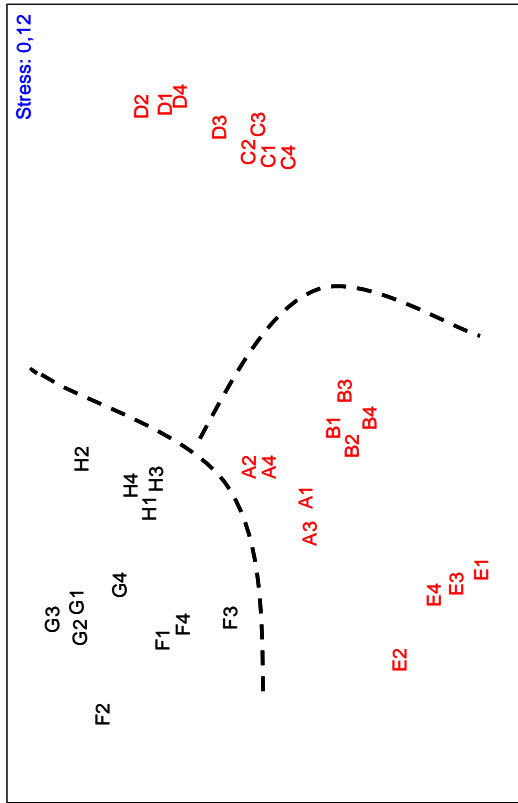


Fig. 2.29. Análisis de ordenación MDS, invierno de 2005.

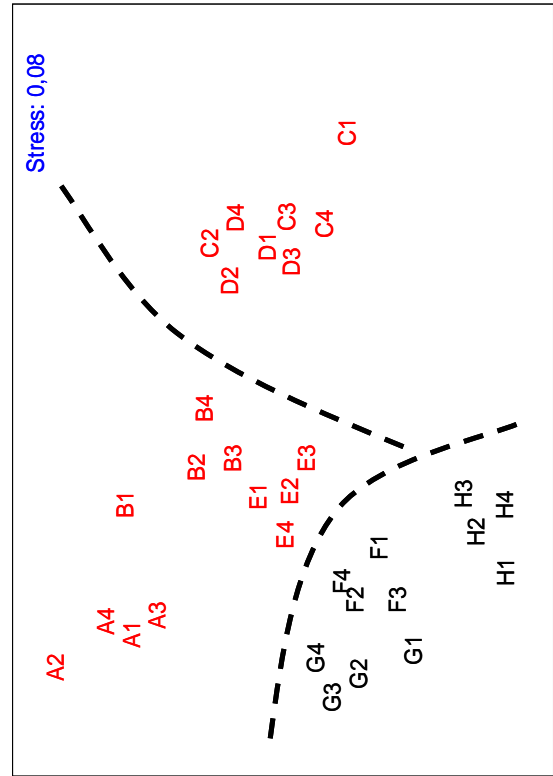


Fig. 2.30. Análisis de ordenación MDS, verano de 2005.

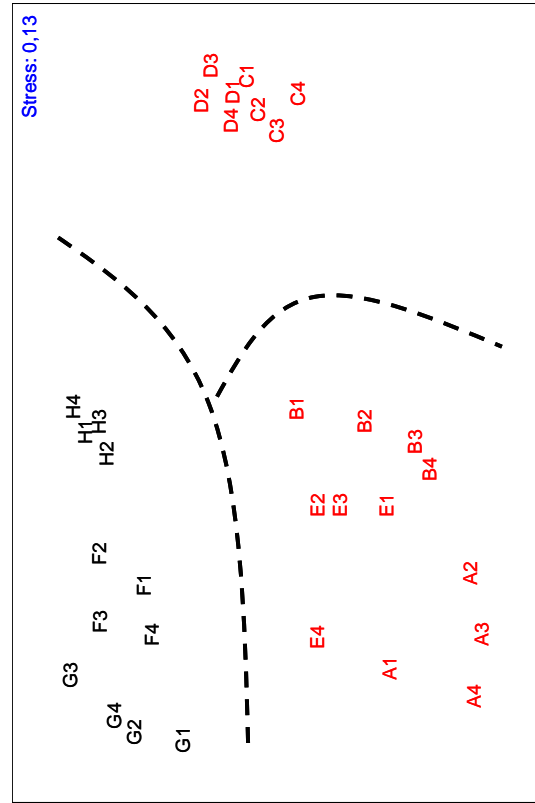


Fig. 2.31. Análisis de ordenación MDS, invierno de 2006.

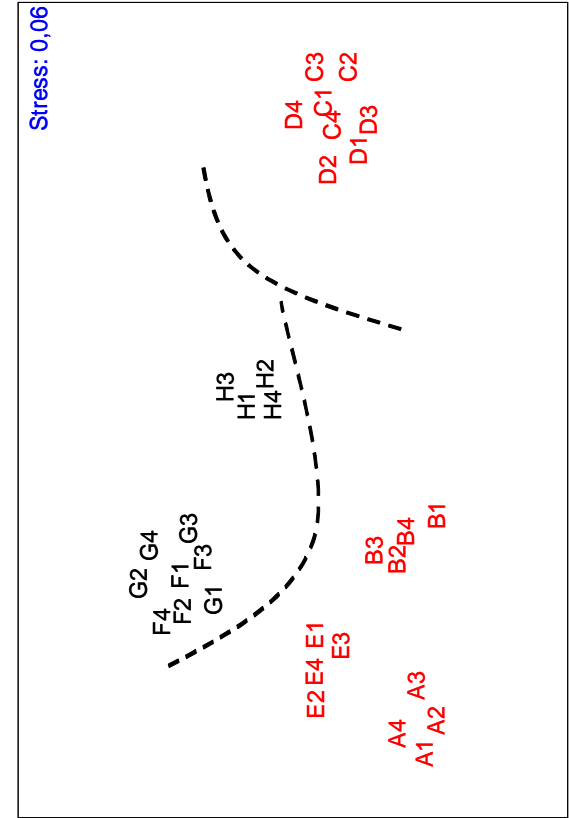


Fig. 2.32. Análisis de ordenación MDS, verano de 2006.

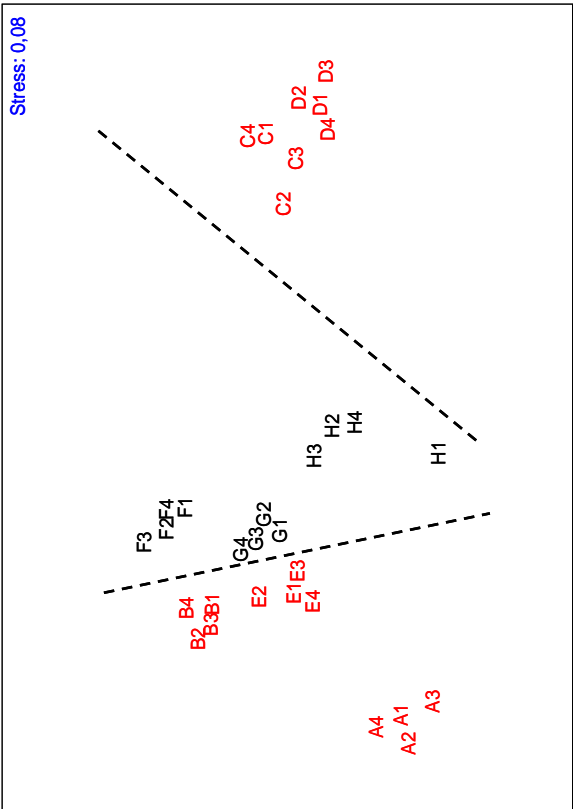


Fig. 2.33. Análisis de ordenación MDS, invierno de 2007.

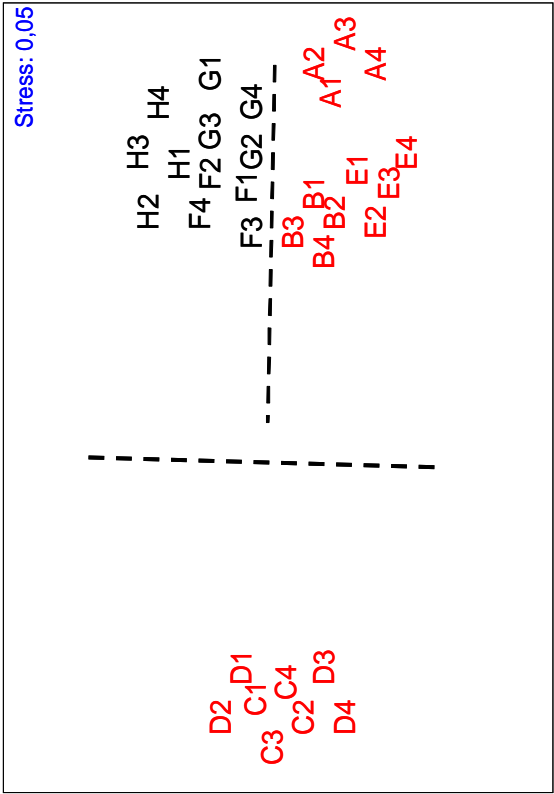


Fig. 2.34. Análisis de ordenación MDS, verano de 2007.

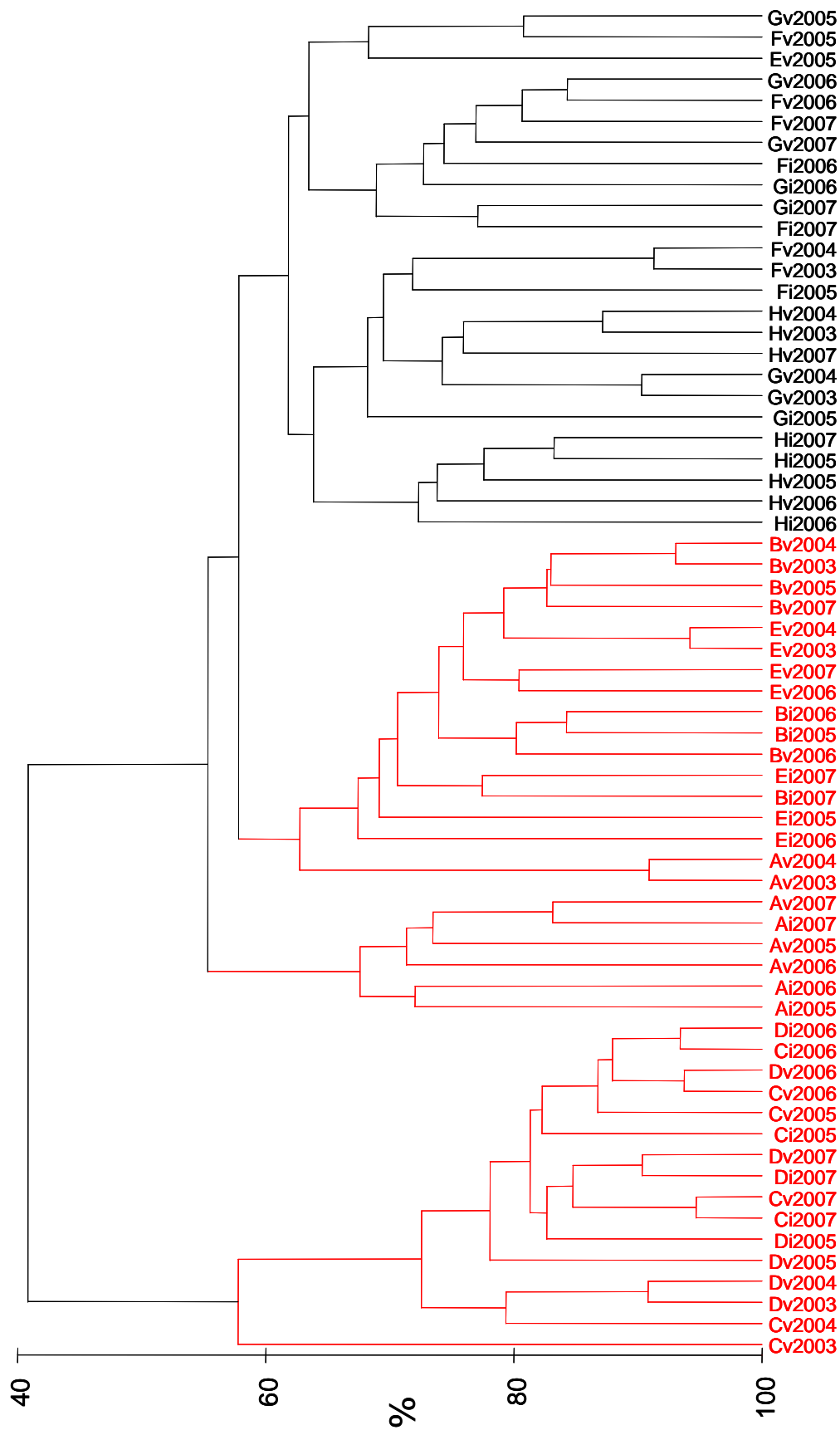


Figura 21.- Dendrograma de similaridad (Bray-Curtis) general, entre las distintas estaciones y su periodo de muestreo. En negro, estaciones del grupo externo; en rojo, estaciones del grupo interno. v: verano, i: invierno. Estaciones: A, B, C, D, E, F, G, H.

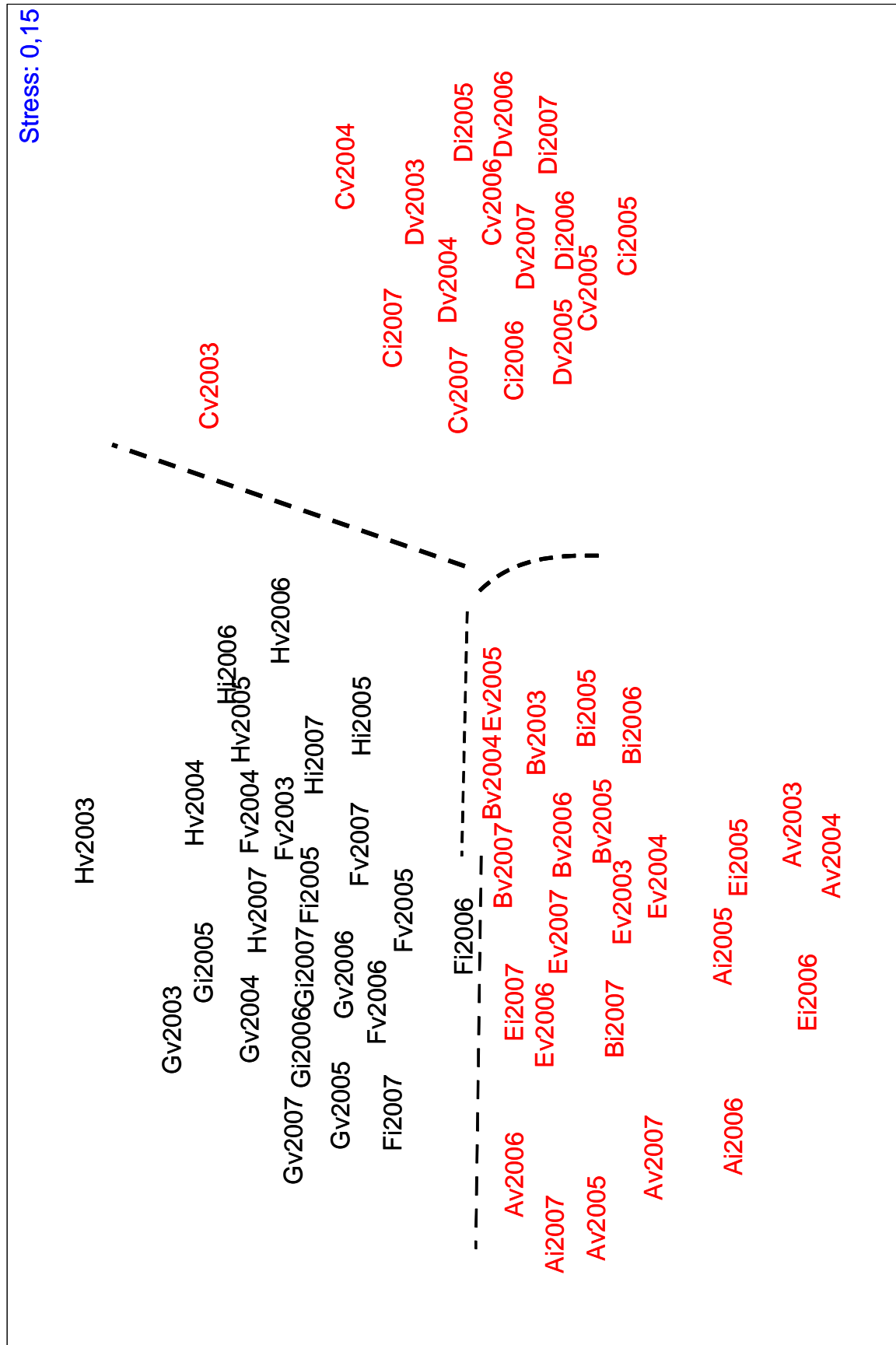


Figura 22.- Análisis de ordenación MDS general, entre las distintas estaciones y su periodo de muestreo. En negro, estaciones del grupo externo; en rojo, estaciones del grupo interno. v: verano, i: invierno. Estaciones: A, B, C, D, E, F, G, H.

4. DISCUSIÓN

4.1 ESTUDIO ESPACIAL

4.1.1 Datos físico-químicos

Los resultados obtenidos para los parámetros físico-químicos registrados durante el estudio, muestran el patrón esperado para la bahía de Algeciras. Estos son coherentes con la hidrodinámica de la bahía de Algeciras, ya que se caracteriza por un hidrodinamismo elevado en la zona externa que disminuye hacia el interior, debido al régimen de mareas y el resguardo de los temporales que ofrece la Bahía. En general, la corriente tiene dirección este u oeste según el estado de flujo o reflujo de la marea, aunque el efecto del viento puede llegar a variar, anular o incluso provocar que la resultante vaya en sentido inverso a la corriente de marea. No obstante, las corrientes principales en la Bahía son dos; una corriente de flujo (hacia el este) causada por la pleamar, entra por Punta Carnero y la circunda completamente originando una corriente hacia el sur en su margen Este, y una corriente de reflujo (hacia el Oeste) de la cual parte entra en la Bahía por Punta Europa y otra parte sigue hacia Pta. Carnero, donde se divide a su vez en dos partes. Una parte continua hacia el oeste por el estrecho y otra penetra en la Bahía dirección norte, formándose dos corrientes en sentido opuesto (una proveniente de Pta. Europa y Otra proveniente de Pta. Carnero) con circulación paralela a ambos márgenes de la Bahía, confluyendo en su zona interna y originando una nueva corriente de salida en dirección sur, que discurre por la zona central y se une a la corriente general del Estrecho en dirección oeste (García, 1986). Parece, pues, que el agua superficial de la Bahía podría tener procedencia atlántica o mediterránea según el estado de la marea, la intensidad de la corriente superficial entrante y la contracorriente de salida de aguas mediterráneas (Camiñas, 1987).

Los resultados del presente estudio coinciden con otros estudios previos realizados en la bahía de Algeciras, los cuales demuestran que las características dominantes en la zona externa son un alto hidrodinamismo y un bajo índice de sedimentación, mientras que la zona interna presenta un elevado índice de sedimentación, con elevados valores de materia orgánica (Carballo *et al.*, 1996; Naranjo

et al., 1996; Sanchez-Moyano *et al.*, 2002a, b). La Bahía presenta un grado medio de turbidez de las aguas, debido a que recoge las aguas de los ríos Guadarranque y Palmones (Camiñas, 1987), a cuyo cauce se suman diferentes vertidos industriales y vertidos urbanos de los núcleos de población cercanos. Estos ríos desembocan en la zona interna de la Bahía, por lo que el nivel de turbidez aumenta en esta área. Si unimos este factor al bajo hidrodinamismo del interior podemos concluir que ambos factores son las posibles causas del perfil de turbidez actual. En cuanto a los niveles de oxígeno detectados, el aporte de materia orgánica producido por los ríos mencionados anteriormente y los diversos emisarios presentes en la zona, pueden dar lugar a fenómenos de eutrofización, los cuales provocan una disminución de la concentración de oxígeno. Un incremento repentino de la materia orgánica en la masa de agua reduce la concentración de oxígeno, excepto en sistemas bien renovados, siendo quizás la disminución de oxígeno la consecuencia más seria de polución orgánica en la vida acuática (Pearson y Rosenberg, 1978).

4.1.2 Datos Biológicos

La macrofauna descrita para la comunidad intermareal se encuentra homogéneamente distribuida en la bahía de Algeciras. La mayoría de especies están presentes en todas las estaciones. En concreto, las especies mejor representadas fueron las siguientes: los cirrípedos *Balanus perforatus* y *Chthamalus stellatus* (presentes en todas las estaciones), los moluscos *Melarhaphe neritoides* (no se detectó su presencia en las estaciones del puerto por falta de grietas y oquedades donde refugiarse del calor y del oleaje), *Mytilus cf edulis* (ausente en la estación A), *Patella caerulea* y *Cymbula nigra* (presentes en todas), y *Patella rustica* (ausente en A). La ausencia de *Melarhaphe neritoides* en la zona del Puerto pudo deberse al tipo de sustrato, formado por una pared lisa de hormigón que presentaba una baja rugosidad. Independientemente de las diferencias en el sustrato, existió otro factor determinante para detectar la presencia de la especie, ya que las condiciones de muestreo estuvieron limitadas por el fuerte oleaje causado por el intenso tráfico marítimo presente en la zona. La inexistencia de cualquier saliente en el muro sobre el que sustentarse impidió que la franja superior fuera examinada con más detalle. *Mytilus cf edulis* no se detectó en la estación A, dicha estación se encuentra levemente embolsada entre la escollera del puerto deportivo de La

Línea y la estructura portuaria de Crinavis. Esta situación puede provocar condiciones de bajo hidrodinamismo lo que puede no favorecer a *Mytilus cf edulis*. Destaca la presencia de *Cymbula nigra* que a pesar de encontrarse en la lista de especies marinas amenazadas en el Mediterráneo (Anexo II del Protocolo relativo a zonas especialmente protegidas y a la diversidad biológica en el Mediterráneo, adoptado en el Convenio de Barcelona, 1996; revisado en el Convenio de Berna, 1998) estaba presente en todas las estaciones. Un estudio reciente (Espinosa *et al*, 2007) que aborda la abundancia de distintas especies de moluscos de la comunidad rocosa intermareal en las cercanías de un emisario urbano, demuestra que *Cymbula nigra* puede verse indirectamente beneficiada por los efectos nocivos de la contaminación (hipótesis del equilibrio dinámico y la perturbación intermedia). Su abundancia es mayor en las estaciones intermedias al foco de emisión, quizás favorecida por una menor eficiencia o ausencia de las especies competidoras que estructuran la comunidad. Nuestra situación es diferente, la especie en líneas generales no se encuentra sometida a tal grado de contaminación, pero demuestra la tolerancia a condiciones intermedias de perturbación y explicaría su amplia distribución dentro de la bahía Algeciras.

De todos los moluscos encontrados durante el estudio destaca con gran relevancia la presencia del patélido *Patella ferruginea*. Se trata del molusco más amenazado de la plataforma rocosa del Mediterráneo Occidental (Laborel-Deguen *et al.*, 1991a; Ramos, 1998). Espinosa *et al.* (2005) detectó la presencia de 140 ejemplares en el interior de la Bahía, de los cuales sólo 26 se encuentran en nuestra franja de estudio, el resto están presentes en Gibraltar y zonas cercanas a La Línea. Con respecto a nuestro estudio, no podemos establecer, debido a su escasa abundancia en los muestreos, ninguna relación entre su distribución en la Bahía y las condiciones ambientales de ésta. En referencia a la información aportada por la macrofauna en relación con las características ambientales de la Bahía, podemos concluir que se existen diferencias significativas entre las zona interna y externa de la bahía de Algeciras.

La comunidad de macrófitos mostró una gran capacidad de discriminación entre las estaciones internas y externas. San García (F, G) y Punta Carnero (H) son claramente más ricas en cuanto al nº de especies que las estaciones internas. Una parte de las especies, tales como *Ellisolandia elongata*, *Ceramium rubrum*, *Gelidium*

pusillum, *Hildenbrandia sp.* y *Ulva rigida*, se distribuyen comúnmente a lo largo de toda la zona de estudio. *Ellisolandia elongata* y *Gelidium pusillum* son tolerantes a la contaminación, incluso pueden llegar a verse favorecidas (Díez *et al.*; 1999). *Ceramium rubrum* presenta una gran capacidad para acumular metales pesados como corrobora Jordanova (1999) registrando el mayor nivel de acumulación de metales pesados de todas las especies de macrófitos examinadas. *Ulva rigida* también es capaz de acumular metales, especialmente plomo (Caliceti, 2002). *Hildenbrandia sp.* se encuentra ampliamente distribuida por toda la Bahía, se concentra en la zona mediolitoral superior e inferior de la franja intermareal. Algunos trabajos (Dakin, 1953; Underwood, 1980 y Underwood, 1981) han confirmado para la zona sur de Nueva Gales (Australia) su extensa distribución y la capacidad de la especie para sobrevivir mucho tiempo cuando otra especie se desarrolla sobre ella (Underwood, 1980), esto podría sugerir cierta tolerancia frente a fenómenos de aterramiento. Estas especies presentan relativa tolerancia a las perturbaciones, de ahí que se encuentren bien distribuidas en la Bahía. Especies, como por ejemplo, *Bryopsis plumosa*, *Caulacanthus ustulatus*, *Codium adherens*, *Fucus spiralis*, *Lithophyllum lichenoides*, *Cladophora sp.* y *Rivularia bullata*, se encontraron exclusivamente en las estaciones externas. Otras especies, *Asparagopsis armata*, *Colpomenia sinuosa*, *Gelidium latifolium* y *Mesophyllum lichenoides*, aun estando presente en las estaciones internas, registraron abundancias superiores en las externas.

Los análisis univariantes demostraron diferencias significativas en el número de especies y el índice de diversidad de Shannon entre las estaciones externas y las internas, siendo ambos descriptores superiores en las externas. Sin embargo, la similaridad en los valores de equitatividad determinó que los valores para el índice de Shannon, aunque mayores para las estaciones externas, no fueran tan discriminantes como el n° de especies. Estas diferencias en la riqueza específica y diversidad entre el grupo interno y externo de estaciones, basado en el análisis de la comunidad intermareal, está en concordancia con estudios previos centrados en las comunidades infralitorales de la bahía de Algeciras. Por ejemplo, Conradi *et al.* (1997) detectaron que la población de anfípodos asociada al briozoo *Bugula neritina* era más diversa y con mayor riqueza de especies en las estaciones localizadas en la boca de la Bahía que en las estaciones internas, caracterizadas por un bajo hidrodinamismo y una alta

sedimentación. Sanchez-Moyano y García-Gómez (1998) y Sanchez-Moyano *et al.* (2002a, b) estudiaron la distribución espacio-temporal de la epifauna asociada al alga infralitoral *Halopteris scoparia*, en múltiples estaciones de la bahía de Algeciras. El estudio confirmó la misma tendencia, un mayor número de especies en las estaciones externas. Carballo *et al.* (1996) y Naranjo *et al.* (1996) exploraron el valor de las esponjas y las ascidias, respectivamente, como bioindicadores marinos en la bahía de Algeciras, encontrando también valores significativamente superiores, en el número de especies y diversidad, en las zonas externas de San García y Punta Carnero.

El análisis cluster, basado en los valores de abundancia de las especies de la comunidad intermareal, segregó dos grupos principalmente. Un grupo externo (F-H), caracterizado por una alta diversidad y riqueza específica, y un segundo grupo formado por el resto de estaciones. Dentro del segundo grupo se encuentra un subgrupo formado por las estaciones (C y D) situado en el puerto de Algeciras. Esta segregación puede deberse a las particulares condiciones del sustrato con respecto al resto de enclaves. Todas las estaciones, excepto C y D, se encuentran sobre escolleras artificiales o sustrato natural, sin embargo, C y D se ubican sobre la pared del puerto. El material es hormigón armado que presenta una superficie homogénea y una pendiente de 90° con respecto a la superficie del mar. Además, el intenso tráfico de embarcaciones, sobre todo ferrys, produce un fuerte y continuado oleaje sobre la zona. Estas diferencias en la pendiente, heterogeneidad del sustrato e hidrodinamismo, con respecto al resto de estaciones, pueden ser factores altamente determinantes en el asentamiento y distribución de los organismos (Deither, 2002).

El análisis de correspondencias canónicas (CCA), ordenó las estaciones con el mismo patrón detectado en los análisis anteriores. El eje 1 segregó las estaciones en función de un gradiente de oxígeno y salinidad, mientras que el eje 2 lo hizo en función de la turbidez. La turbidez fue el parámetro con mayor correlación. Consecuentemente, la turbidez parece ser un parámetro a considerar en futuros programas de control ambiental desarrollados en la bahía de Algeciras. Esta medida se toma con facilidad y rapidez utilizando un turbidímetro, está fuertemente relacionada con la cantidad de sólidos en suspensión, y es más rápida de obtener que la estimación de sólidos en suspensión por filtración de agua (Guerra-García y García-Gómez, 2001). La turbidez

en el medio marino puede tener principalmente dos implicaciones sobre los organismos bentónicos. En primer lugar las partículas en suspensión reducen la capacidad de penetración de la luz. Esta modificación de los factores ambientales influye en gran medida a la comunidad de macrófitos, los cuales dependen directamente de la luz para los procesos fotosintéticos. En consecuencia, indirectamente puede afectar a otros organismos de diferentes niveles tróficos.

El segundo factor perturbador es el aterramiento. El incremento de turbidez suele venir acompañado de la decantación posterior de las partículas sobre el fondo. Este fenómeno depende del hidrodinamismo de la zona. Las fuertes corrientes favorecen la dispersión de las partículas y, por tanto, atenúan sus efectos. Las zonas con un hidrodinamismo bajo, concentran la decantación de partículas en un área menor y el efecto de aterramiento se ve reforzado. Los organismos bentónicos sésiles son los más afectados debido principalmente a su imposibilidad de movimiento, ya que carecen de capacidad para desplazarse fuera de la zona de perturbación. Los efectos de la sedimentación sobre los organismos marinos serán comentados con más detalle en el estudio temporal.

En resumen, la sedimentación, la turbidez y el agua contaminada derivadas de aguas residuales son factores desestabilizantes para la vegetación; cuando estos factores ambientales se incrementan, las comunidades fitobentónicas responden simplificando su estructura, es decir, la riqueza de especies y su abundancia disminuye (Gamulin-Brida *et al.*, 1967; Belsher, 1974; Littler y Murray, 1975; Belsher y Boudouresque, 1976; Murray y Littler, 1977, 1978; Cormaci *et al.*, 1985; Lundälv *et al.*, 1986; Brown *et al.*, 1990; Cormaci y Furnari, 1991; Gorostiaga y Díez, 1996). Díez (1999), en un estudio realizado en el Abra de Bilbao, concluye su investigación afirmando que la vegetación intermareal bajo los efectos de la contaminación muestra signos de alteración y señala que los cambios en la composición específica de la comunidad es el primer signo de la misma.

La riqueza específica de la vegetación disminuye a medida que se acerca a la fuente de contaminación. Este efecto negativo ha sido recalcado por varios autores (Borowitzka, 1972; Murray y Littler, 1977; May, 1985; Munda, 1993) en similares

circunstancias. De igual manera, la abundancia de las especies, en términos de cobertura algal, disminuye cuando la contaminación se incrementa, como recogen varios autores (Belsher, 1974; Murray y Littler, 1977; Cormaci y Furnari, 1991). Sin embargo, Díez (1999) advierte que aunque hay claras diferencias en la riqueza específica y sus coberturas entre sitios muy degradados y sitios no alterados, la vegetación puede no ser apropiada para distinguir entre diferentes grados de moderada contaminación.

4.2. ESTUDIO TEMPORAL

4.2.1 Datos físico-químicos

Durante la obra de ampliación del Puerto de Algeciras se realizaron básicamente dos tipos de operaciones: operaciones de dragado y operaciones de relleno. Ambas pueden incrementar los valores de turbidez en las zonas adyacentes. Las operaciones de relleno necesarias para la construcción de nuevas estructuras portuarias se realizan una vez cerrado el perímetro definido para la ampliación, con el fin de mitigar el incremento de la turbidez en el agua. Sin embargo, durante la construcción del cajón o perímetro cerrado queda suspendida en la columna de agua parte de la carga vertida, en especial, la fracción más fina de los áridos. Aunque existen herramientas para atenuar los efectos de esta operación, como las cortinas geotextiles antiturbidez, en muchas ocasiones estas barreras resultan insuficientes y con frecuencia los niveles de turbidez son altos a ambos lados de la barrera. Las operaciones de dragados consisten en la extracción de sedimentos del fondo y pueden realizarse con diversos fines como dragados de mantenimiento cuya finalidad es mantener la profundidad y amplitud de canales, bahía, etc., para garantizar un desplazamiento seguro de las embarcaciones, o dragados de construcción, para la regularización y perfilado del terreno en la formación de la zanja de cimentación de los cajones de relleno. La mayoría de dragas utilizadas en el medio marino contiene un depósito de carga y una bomba de succión centrifuga para levantar el sedimento desde el fondo hasta el depósito. Antes de ser transferido al contenedor el material es cribado en función de su uso comercial. Por tanto, una proporción del material dragado es devuelta al lecho marino a través de tolvas de descarte. El excedente de agua en el interior del contenedor también es eliminado a través de desagües. En ocasiones, el agua eliminada puede contener partículas finas en suspensión

debido a las turbulencias que se producen dentro del depósito. Esencialmente los efectos físicos producidos en las operaciones de dragado dependen por un lado del método de dragado y por otro de la cantidad y tamaño de los depósitos descartados y del excedente de agua eliminado. Algunas veces puede producirse un tercer efecto derivado de la resuspensión de materiales del fondo. Existen bastantes evidencias de diversos estudios que demuestran que las perturbaciones en el sedimento durante los procesos de dragados pueden liberar materia orgánica del fondo, incrementando los niveles de nutrientes en la columna de agua (Newell *et al*, 1998).

Los datos obtenidos en nuestro estudio han demostrado un incremento paulatino de los niveles de turbidez en la bahía de Algeciras durante el desarrollo de las obras portuarias. A su vez se produjo un incremento en la columna de agua del N total, nitratos, nitritos y clorofila en las zonas adyacentes a las obras de ampliación. La clorofila puede utilizarse como un reflejo de los procesos de eutrofización producidos por el incremento de los nutrientes. Los resultados confirman que en el transcurso de las obras se han producido cambios físico-químicos en las propiedades de la columna de agua.

4.2.2 Datos biológicos

La contaminación marina según la definición dada por el GESAMP (Grupo de Expertos sobre los Aspectos Científicos de la Polución Marina), asumida por las Naciones Unidas es: “la introducción por el hombre en el medio marino, incluidos estuarios, de sustancias o energías que directa o indirectamente produzcan efectos deletéreos, tales como daños a los recursos vivos, peligros para la salud humana, obstáculos para las actividades marinas, incluida la pesca, el deterioro cualitativo del agua del mar desde el punto de vista de su utilización y la reducción de las posibilidades de esparcimiento”. En nuestro caso el incremento de la turbidez y los nutrientes, y los procesos de sedimentación son las sustancias que directa o indirectamente pueden producir efectos sobre la comunidad intermareal. En este apartado intentaremos evaluar cuales, si los ha habido, han sido estos efectos y las posibles causas.

Múltiples estudios demuestran que el incremento de sedimentación debido a cambios en el uso del suelo, urbanización, explotación forestal y dragados en la costa afectan a las comunidades marinas costeras (Lotze *et al.*, 2000; Madsen *et al.*, 2001; Airoidi, 2003). El sedimento puede producir diversos efectos en los organismos bentónicos (Abelson y Denny, 1997). “Sedimento” es un término muy amplio que incluye un ancho rango de materiales, fango, arena y grava de origen terrestre o marino. Los sedimentos gruesos tales como arena y grava pueden dañar los tejidos de los organismos o eliminarlos completamente del asentamiento. Las partículas en suspensión pueden afectar a animales invertebrados filtradores y la deposición de sedimento fino puede interferir en el asentamiento, crecimiento y actividad fotosintética de los organismos (Airoidi, 2003). Los efectos de la sedimentación sobre asentamientos rocosos dependen no sólo de los tipos de organismos presentes y de la etapa del desarrollo en la que se encuentre, sino también del flujo y turbulencia del agua, y del tamaño de las partículas sedimentarias (Abelson y Denny, 1997; Gorostiaga *et al.*, 1998), las cuales influyen en la suspensión, movimiento de las partículas y su deposición en el sustrato. Por tanto, la cobertura, profundidad y flujo del sedimento a menudo varía con el hidrodinamismo, turbidez, salinidad y contaminación orgánica (Airoidi, 2003). El sedimento puede interferir en el asentamiento y desarrollo de los primeros estadios de muchas algas (Vadas *et al.*, 1992), afectando a las condiciones de luminosidad (Devinny y Vorse, 1978; Chapman y Fletcher 2002) o produciéndose condiciones de anoxia que pueden ahogar a los organismos bentónicos (D’antonio, 1986, Airoidi 2003). En los primeros estadios después de su asentamiento, las algas son particularmente vulnerables a estos fenómenos (Vadas *et al.*, 1992, Airoidi 2003).

La sedimentación puede afectar a las comunidades rocosas de diversas maneras pero interpretar su influencia en la estructura de la comunidad intermareal es difícil. En cualquier lugar, la cantidad de sedimento puede variar a lo largo del tiempo debido a tormentas o fuerte oleaje (Littler *et al.*, 1983; Stewart, 1983). Aunque los efectos pueden ser comparables entre la zona intermareal y la infralitoral, existen diferencias potencialmente importantes, en particular debido al incremento de la turbulencia, el flujo por acción del oleaje en la zona intermareal (Gaylord, 1999) y el movimiento periódico del agua por acción de las mareas. Zonas con diferente nivel de exposición al oleaje sufren diferentes efectos en los procesos de sedimentación y variación del tamaño

de las partículas depositadas (Schiel, 2006). En la zona intermareal, Littler *et al.* (1983) encontraron que en los límites inferiores, dominados por mejillones y moluscos ramoneadores, estos fueron eliminados por efecto de la sedimentación, pero algas oportunistas e invertebrados con alta tasa reproductiva como los balanos colonizaron rápidamente la superficie en los periodos libres de aterramiento. Existen pocos estudios que analicen los efectos de la sedimentación sobre algas de gran porte en la zona intermareal (Taylor y Littler, 1982; Littler *et al.*, 1983; D'antonio, 1986). Las algas fucales y laminariales pueden ser particularmente vulnerables en sus estadios microscópicos durante el asentamiento y desarrollo temprano (Amsler *et al.*, 1992; Airoidi, 2003). La mayoría de especies tienden a ser estacionales, por tanto cualquier mínima presencia de sedimento podría influir en el reclutamiento. Pueden producirse diferentes efectos nocivos, por ejemplo, impidiendo el asentamiento de propágulos, ahogando los que ya estén asentados, abrasión de los más pequeños o por interacción del sedimento con otros factores tales como luminosidad y depredación por ramoneadores (Hawkins y Hartnoll, 1983; Vadas *et al.*, 1992; Reed, 2000). El estudio realizado por Schiel (2006) afirma que los efectos de la sedimentación sobre las etapas tempranas de la mayoría de algas estudiadas pertenecientes a la comunidad rocosa intermareal del sur Nueva Zelanda, son claros e inequívocos. Los resultados sugieren que gran parte de la variabilidad en el reclutamiento algal, al menos en zonas protegidas y semiprotegidas, puede ser debido a la sedimentación y que la diferencia en la estructura de los asentamientos en zonas expuestas puede ser debido, al menos en parte, a la sedimentación o a su interacción con el oleaje. En su estudio se demuestra que incluso una fina capa de sedimento reduce el asentamiento de algunas especies de algas intermareales y una capa ligeramente más gruesa puede impedir por completo el asentamiento. Por otro lado, Taylor y Littler (1982) encontraron que el aterramiento en la zona de su estudio varió de 0% a un 55% durante los meses de invierno en el sur de California, afectando a la abundancia relativa de una anémona, un gusano tubícola y una macroalga. Los resultados obtenidos concluyen que la reducción del alga se debió al aterramiento, desecación y afecciones térmicas en las esporas.

En nuestro estudio el principal efecto detectado en las comunidades intermareales fue la disminución de la diversidad y el número de especies en algunas de las estaciones. En concreto, la diversidad y el número de especies mostró un descenso

significativo para las estaciones H, G y E. H y G son estaciones del grupo externo y son las más diversas de la bahía junto a la estación F, por otro lado, la estación E está en el grupo interno pero es la más cercana a la obra de ampliación y la más diversa de este grupo. Parece que las estaciones más diversas son las más sensibles a los cambios en las condiciones ambientales. Los ecosistemas bien estructurados tienen menos capacidad para amortiguar cambios ambientales.

El test ANOVA de dos factores comparó la componente espacial y temporal en los cambios de diversidad. El análisis demostró que para la diversidad existen diferencias significativas desde el punto de vista espacial y temporal aunque estas son dependientes entre sí. El gradiente espacial estudiado en 2003 se mantuvo en todos los periodos muestreados, confirmando los resultados del estudio espacial. Durante el periodo de muestreo, la diversidad disminuyó. En concreto, el cambio más brusco se produjo entre verano de 2004 y el resto de muestreos posteriores, justo en el mismo periodo que más aumentó la turbidez en la Bahía. Teniendo en cuenta los resultados del estudio espacial, en el cual se demostró que el factor mejor correlacionado fue la turbidez, y observando los resultados del estudio temporal, que mostró que la diversidad vuelve a disminuir con el incremento de la turbidez, podemos afirmar que parece existir una tendencia según la cual los incrementos de turbidez y sus procesos derivados como la sedimentación afectan perjudicialmente a las comunidades intermareales en general y en mayor medida a los macrófitos en particular.

El dendrograma de similaridad y el análisis de ordenación MDS confirmaron la misma distribución espacial a lo largo de la Bahía en todos los periodos. Un grupo interno (A, B y E), un segundo grupo formado por la pared del puerto (C y D) y un tercer grupo formado por las estaciones externas (F, G y H). El análisis conjunto de todos los muestreos demostró que el patrón espacial formado por el gradiente ambiental de la bahía es más marcado que la variación temporal de cada estación. Aunque durante el estudio se detectaron diferencias significativas temporales no se encontró un patrón estacional claro. Esto pudo deberse a que la mayoría de especies macrófitas muestreadas eran perennes.

Del total de especies identificadas destaca por su singular evolución temporal *Elisollandia elongata*. Este macrófito sufrió un aumento significativo de su cobertura, en concreto el cambio más relevante se produjo de verano de 2004 a invierno de 2005. Este comportamiento, en principio, puede parecer contradictorio con los datos expuestos anteriormente. Sin embargo, ya ha sido registrado en otros estudios. Díez (1999), en su trabajo sobre la comunidad intermareal a lo largo de un gradiente de contaminación, observó que en contraste con la desaparición de grandes macrófitos, algas de pequeño porte formadoras de céspedes como *E. elongata*, *Gelidium pusillum*, *Caulacanthus ustulatus* y *Chondria coerulescens* experimentan un aumento bajo los efectos de la polución. En el mismo estudio se detectó que *E. elongata* predominaba en los sitios de moderada contaminación.

Varias algas rojas calcáreas han sido señaladas como especies tolerantes a la contaminación doméstica (Dawson, 1965; Bellan y Bellan-Santini, 1972; North *et al.*, 1972; Kinding y Littler, 1980). Sin embargo, también se ha observado que en las cercanías a emisarios *Elisollandia elongata* es sustituida por otras especies, demostrando que no tolera elevados niveles de contaminación. En Australia, Borowitzka (1972) y Brown *et al.*, 1990 registraron abundancias más bajas de *Corallina officinalis* cerca del emisario respecto a sitios más alejados. Por otro lado, otros autores encontraron que la contaminación tiene mínimos efectos sobre la abundancia de *C. officinalis*. May (1985) registró *Gelidium pusillum*, *Ulva lactuca* y *Ralfsia sp.* como especies dominantes cerca de dos emisarios, mientras que *C. officinalis* mostró abundancias similares tanto cerca como lejos del emisario.

De igual manera, Littler y Murray (1975) observó al sur de California que *Corallina officinalis* variedad *chilensis* era igual de abundante tanto en la zona del emisario como en la zona control, mientras que otras coralináceas (*Corallina couveriensis*, *Hydrolithon decipiens*) no estaban presentes en la zona de impacto. Parece que las diferencias en la cobertura de *Corallina* están relacionadas con la intensidad y naturaleza de la contaminación del sitio estudiado. En concreto, los aumentos de abundancia en *Corallina* pueden deberse a aumentos moderados de los nutrientes en la zona, mientras que *G. pusillum* es más competitiva cuando se producen episodios excesivos de eutrofización (Díez *et al.*, 1999). En nuestro estudio ambas especies

fueron registradas pero solo *Ellisolandia elongata* desarrolló un incremento de su abundancia en la zona.

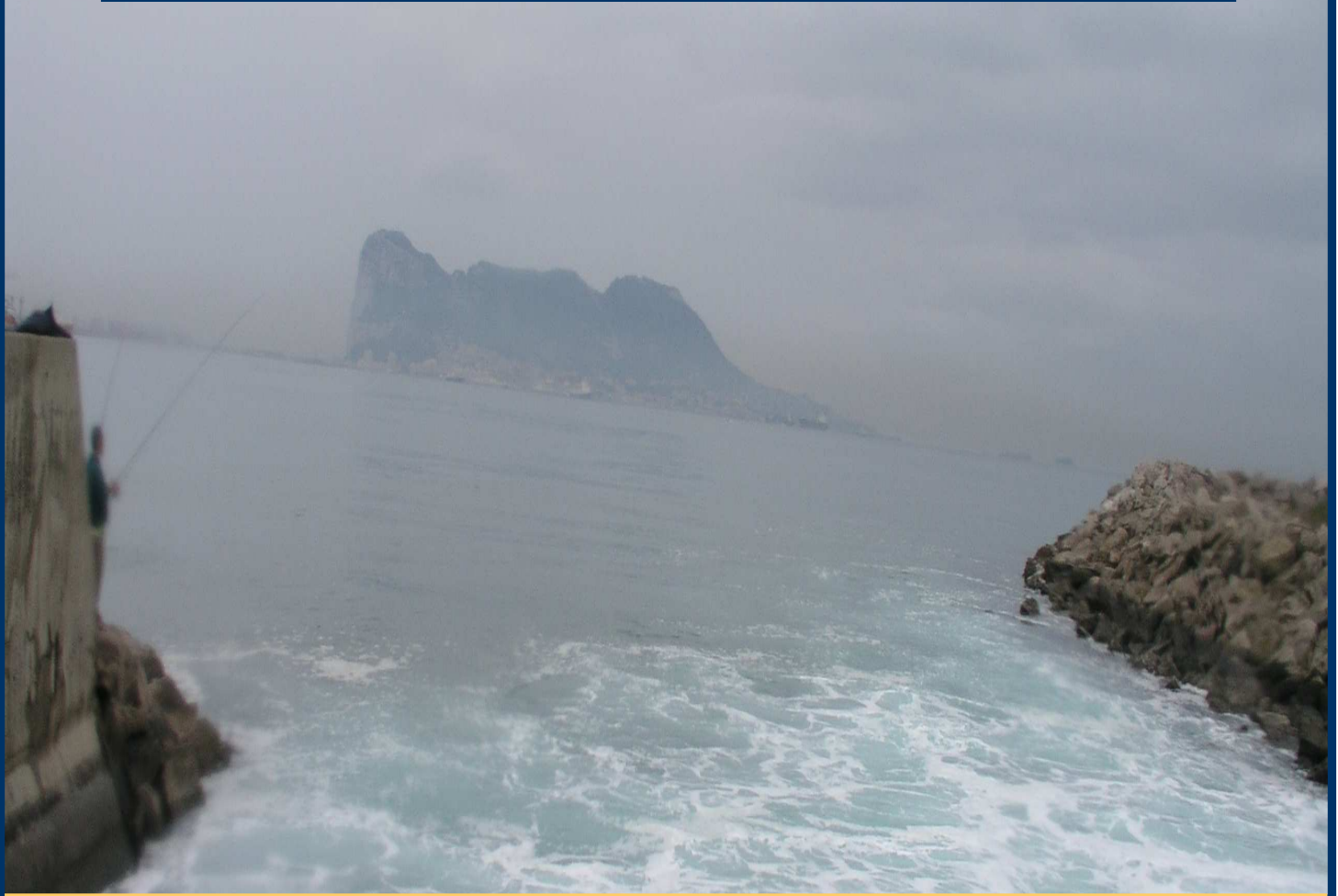
El seguimiento de los nutrientes en la columna de agua sufrió un notable incremento en la zona durante el periodo muestreado. Puede que este incremento haya jugado un papel importante en el aumento de cobertura del alga *Ellisolandia elongata*. El aumento de los nutrientes puede estar directamente relacionado con las operaciones de dragado efectuadas en la zona. Drago (2001) señala que cuando el sedimento es resuspendido debido a la creación de una zanja en el fondo, una gran cantidad de nutrientes y contaminantes son liberados a la columna de agua. La brusca variación en la concentración de nutrientes y cambios en la intensidad de la luz en la columna de agua podrían modificar el crecimiento fitoplanctónico y el equilibrio entre varios niveles tróficos. Somlyódy y Kóncsos (1991) en un modelo de simulación consideraban el efecto del sedimento resuspendido en el lago Balaton debido a la acción del viento y su impacto en las condiciones de luminosidad y de la biomasa algal, incluso sin tener en cuenta la liberación de nutrientes por sólidos en suspensión. Cuando una cierta cantidad de sedimento es puesta en suspensión, la evolución del nivel de equilibrio en las concentraciones de fitoplancton depende esencialmente de dos efectos opuestos: la atenuación de la luz debido a la presencia de sólidos en suspensión inhibe el crecimiento algal, mientras que la liberación de nutrientes por los sólidos en suspensión puede producir una bioestimulación del crecimiento fitoplanctónico. Existen claras evidencias en diversos estudios que demuestran que las perturbaciones en el sedimento por acciones de dragado pueden liberar suficiente materia orgánica como para aumentar la diversidad específica y la densidad de población de organismos fuera de la zona inmediata de deposición de partículas. Stephenson *et al.* (1978) y Jones y Candy (1981) documentaron el aumento de la diversidad y abundancia de la fauna bentónica cerca de canales dragados. Poiner y Kennedy (1984) constataron el aumento de la biota bentónica en las proximidades de zonas dragadas en Moreton Bay, Queensland y que el grado de aumento decrece a medida que se incrementa demasiado la distancia a la zona perturbada. Los autores sugieren que el efecto es producido por la liberación de nutrientes orgánicos desde la pluma de sedimento en las operaciones de dragado, este proceso es bien conocido por otros estudios (Ingle, 1952; Biggs, 1968; Sherk, 1972; Oviatt *et al.* 1981; Walker y O'Donnell 1981). Con respecto a la biomasa algal se sabe

que existe una tendencia al aumento en las últimas etapas de la sucesión relacionadas directamente con la entrada en el ecosistema (en forma de aumento de la concentración) de nutrientes. Es decir que las épocas de alta productividad de esta comunidad estarían relacionadas con “inputs” extra de energía originados por olas y mareas (Camiñas, 1987).

En cuanto al efecto nocivo de la sedimentación sobre *Elisollandia elongata*, existen diversos estudios que señalan un cierto grado de tolerancia para la especie. D’Atonio (1986) observó que algunas especies de algas rojas son resistentes a la abrasión de la arena y permanecen en áreas donde muy pocas especies sobreviven. En concreto, el alga roja *Rhodomelacea larix* podía sobrevivir en condiciones de anoxia recubierta por una fina capa de sedimento. En hábitats sometidos a una alta sedimentación, la distribución local y la acreción de sedimentos pueden ser controlados por la biota presente (Airolidi, 2003). En el mar Mediterráneo, las algas cespitosas atrapan y estabilizan el sedimento, manteniendo una constante acumulación de este (Airolidi *et al.*, 1996, Airolidi, 1998, Airolidi y Virgilio, 1998, Airolidi 2003). Recientes estudios han examinado el papel del sedimento fino en la formación y mantenimiento de asentamientos de algas cespitosas. Por ejemplo, Airolidi (1998) encontró que parches en el espacio y en el tiempo de sedimento contribuían a la formación de parches de algas cespitosas, incluso la composición de los asentamientos era similar en diferentes zonas. Kendrick (1991) en lagunas submareales poco profundas de las Islas Galápagos observó que las algas coralinas de crecimiento laminar colonizaban nuevas superficies rápidamente en la sucesión cuando el sedimento era experimentalmente eliminado de las rocas. Sin embargo, cuando se dejaba en condiciones naturales, céspedes de algas filamentosas y sedimento recubrían rápidamente las rocas. Schiel (2006) encontró que las algas coralináceas incrustantes se correlacionaban negativamente con el sedimento, sin embargo, las coralináceas cespitosas no presentaban correlación con el grado de sedimento.

La gran correlación que existe entre la abundancia y tipos de organismos que habitan las rocas de climas templados, y su relación con el grado de oleaje ha sido ampliamente estudiado desde los comienzos de la ecología marina (Stephenson y Stephenson, 1949). Aunque la interacción de procesos tales como depredación,

competencia y depredación a lo largo de diferentes grados de exposición han sido estudiados considerablemente (Dayton, 1975; Mengue y Sutherland, 1976, 1987; Hawkins y Hartnoll, 1983), resulta mucho más difícil testar directamente en el medio los efectos a gran escala de los procesos físicos (Schiel, 2006). Estos condicionantes hacen que sea complejo distinguir en algunos casos si los efectos que encontramos son causa de la contaminación o si los efectos producidos sobre los ecosistemas marinos son debidos a cambios naturales a largo plazo (Camiñas, 1987). Una serie temporal larga y estudios más detallados serían necesarios para poder establecer con seguridad las relaciones que acontecen entre la biota y los parámetros físico-químicos y biológicos que los regulan.



CAPÍTULO 2:

EFFECTOS DE LA TEMPERATURA: AFECCIONES DERIVADAS DEL EFLUENTE TERMAL DE LA CENTRAL TÉRMICA DE LOS BARRIOS.



1. INTRODUCCIÓN

La mayor parte de la energía que utilizamos en nuestra vida diaria es energía eléctrica. Mundialmente, cerca de un 40 % de esa energía consumida se produce en las centrales térmicas. Se trata de una tecnología madura y fiable, aunque potencialmente contaminante. Una central térmica es una instalación capaz de producir electricidad a partir de una fuente de calor la cual, a su vez, es comúnmente generada a partir de combustibles como gas natural, carbón mineral o derivados del petróleo, como el fuel oil. El proceso de generación comienza cuando el combustible es quemado junto con una determinada cantidad de aire tomada del ambiente. Los gases calientes, producto de la combustión, ingresan en una caldera con el objetivo de calentar agua líquida y producir vapor a alta presión y temperatura, con valores de hasta 300 atm y 600°C (vapor sobrecalentado). El vapor es conducido hacia una o varias turbinas (según la capacidad generadora de la usina) donde hace girar el eje de la turbina. Acoplado a la turbina se encuentra un generador eléctrico que, al girar (como mínimo a 3000 rpm), transforma energía mecánica en energía eléctrica. A su vez, el generador está conectado a un transformador que modifica la corriente eléctrica para aumentar su tensión (por ejemplo, de 20 KV a 400KV) y adecuarla al sistema de transporte eléctrico, reduciendo las pérdidas por efecto Joule. Finalmente, el vapor con menor contenido energético se enfría, se condensa, regresando al estado líquido. Este agua, forma parte de un circuito cerrado, por lo tanto, vuelve a la caldera para recomenzar el ciclo operativo de la central (un ciclo termodinámico de agua-vapor).

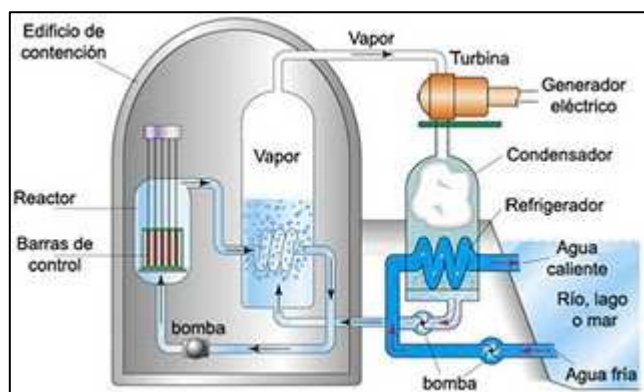


Figura 1.- Esquema del flujo de agua en una central térmica
(fuente: <https://enuclear.wordpress.com/2011/11/>)

Para condensar el vapor se usa más agua como refrigerante. Aquí existen dos alternativas: la primera es tomarla de un curso de agua (río, mar, embalse, etc.) y devolverla luego más caliente (figura 1). Esto se conoce como ciclo abierto de refrigeración. La segunda, más respetuosa con el medio ambiente, consiste en trabajar con un ciclo cerrado de refrigeración donde, luego de aumentar su temperatura como consecuencia del proceso de condensación, el agua es enviada a una torre de refrigeración para que recupere su temperatura inicial. De este modo, se evita un enorme consumo de agua y la contaminación térmica de recursos hídricos.

Desde el punto de vista medio ambiental estas centrales producen colateralmente contaminación térmica, la cual se define como un contaminante en forma de fuente de calor y se manifiesta como una reducción de la calidad ambiental del agua causada por incrementos en temperatura. Este tipo de contaminación suele darse en ecosistemas acuáticos y sucede, en la mayoría de casos, cuando el agua utilizada para el enfriamiento de las plantas generadoras de energía es liberada al medio ambiente a una temperatura mayor de la que se encontraba naturalmente (entre 9 y 20 °C más caliente) (ver Krishnakumar *et al.*, 1991). Los ambientes acuáticos son los más susceptibles a este tipo de contaminación ya que el agua es el regulador de temperatura más abundante y barato que la industria y plantas generatrices utilizan. En algunos casos, este agua, una vez utilizada para propósitos de enfriamiento, adquiere elementos tóxicos como metales pesados y compuestos orgánicos que finalmente pasarán a los sistemas naturales provocando efectos tóxicos a la flora y fauna.

Los cambios de temperatura en el agua pueden afectar a los procesos vitales que implican reacciones químicas y la velocidad de éstas (un aumento de 10 grados centígrados puede doblar la velocidad de una reacción). Los organismos acuáticos poiquiloterms, como los peces, no pueden regular la temperatura de sus cuerpos de manera tan eficiente como los animales homeoterms, por lo que aceleran todos los procesos, de modo que la necesidad de oxígeno y la velocidad de las reacciones se ajuste al medio físico donde viven. El mayor requerimiento de oxígeno en presencia de altas temperaturas es particularmente grave, ya que el agua caliente posee una capacidad menor para retener oxígeno disuelto que el agua fría. Por otro lado, los mecanismos reproductores de los organismos están en muchos casos accionados por cambios de

temperatura por lo que cambios anómalos en la temperatura del agua pueden alterar estos ciclos.

Los principales efectos asociados a contaminación térmica en el agua son:

1. Alterar la composición del agua disminuyendo su densidad y la concentración de oxígeno disuelto.
2. Provocar que especies no tolerantes a temperatura altas dejen de existir o emigren a otras zonas.
3. Producir cambios en la tasa de respiración, crecimiento, alimentación, desarrollo embrionario y reproducción de los organismos del sistema.
4. Estimular la actividad bacteriana y parasítica (hongos, protozoos, nemátodos, etc.), haciendo el sistema más susceptible a enfermedades y parasitismo por organismos oportunistas.
5. Aumentar la susceptibilidad de los organismos del sistema a cualquier contaminante, ya que el metabolismo de los organismos debe hacer cambios para soportar el estrés de tener que sobrevivir a una temperatura anormal.
6. Causar cambios en los periodos de reproducción de muchas especies lo que puede desembocar en el florecimiento exagerado de algunas especies y la desaparición de otras. El crecimiento y la fotosíntesis de las plantas aumenta.
7. Provocar trastornos en las cadenas alimenticias del ambiente acuático.
8. Reducir la viscosidad del agua y favorecer los depósitos de sedimentos.

Las técnicas basadas en el control físico-químico del medio marino no siempre son suficientes para detectar o prevenir alteraciones de las comunidades. Se conocen casos donde las comunidades bentónicas han sido devastadas en áreas infralitorales donde controles analíticos físico-químicos rutinarios reflejaban valores normales; y también comunidades bentónicas bien establecidas y aparentemente no dañadas (al menos a nivel de efectos letales) en cuyo volumen de agua circundante se habían detectado concentraciones elevadas de ciertos contaminantes. Estos ejemplos ponen de manifiesto la extraordinaria complejidad del problema y los elevados e ineficaces costes de numerosos programas de monitorización ambiental cuyo diseño estrictamente mecánico, rutinario y completamente al margen de la evolución de la biota en el medio

receptor, han conducido a interpretaciones erróneas de lo que realmente acontece (García-Gómez, 2008). Las comunidades bentónicas (especialmente las de animales invertebrados) son, de cuantas integran el ecosistema oceánico, las que proveen de mayor información ambiental y se erigen como las más útiles en los estudios de impacto y monitorización ambiental, programas de vigilancia ecológica, protección y conservación del medio marino. Por tanto, el control espacio-temporal de los organismos, así como de ciertos parámetros físico-químicos implicados en posibles variaciones de sus niveles de abundancia, constituyen en la actualidad una herramienta esencial para implementar adecuados controles de vigilancia ecológica y ambiental del medio litoral (García-Gómez, 2008).

Las comunidades son a menudo utilizadas en evaluaciones ecológicas como bioindicadores del estado ecológico del medio (Dauer, 1993; Bricker *et al.*, 1999; EEC, 2000; Gibson *et al.*, 2000). En nuestro caso, las comunidades intermareales se localizan en la interfase aire-agua y juegan un importante papel en el mantenimiento del equilibrio ecológico local (Cai *et al.*, 2003). Los organismos se distribuyen a diferentes alturas con respecto al nivel del mar, estableciéndose un patrón de zonación (Underwood, 1981; Ballesteros, 1995; Thompson *et al.*, 2002). Este ecosistema comprende un área donde diversos parámetros definen un ambiente sometido a cambios bruscos en una pequeña escala espacio-temporal (Fa *et al.*, 1997). El factor abiótico principal que determina la formación del gradiente ambiental característico de estos hábitats es el régimen mareal. La periodicidad de la mareas condiciona la distribución de los organismos principalmente en función de su tolerancia al tiempo de emersión. Junto a este factor dominante subyacen otros factores abióticos tales como el oleaje, orientación, tipo de sustrato, etc. y factores biológicos, en especial fenómenos de competencia por los recursos, depredación o ciclos estacionales de reproducción. Las relaciones entre organismos pueden ser igual de importantes y modificar incluso los factores abióticos. La conjunción de estos factores ha generado que la franja intermareal haya sido reconocida como uno de los ecosistemas más productivos y peculiares, en especial la de las costas rocosas (Fa *et al.*, 1997).

Los hábitats intermareales son, a su vez, candidatos importantes para establecer programas de monitorización efectivos ya que permiten un acceso económico y fácil en

labores de muestreo, y poseen un gran potencial para ser degradados por la acción humana (Murray, 2002). Su susceptibilidad a perturbaciones terrestres y marinas los hacen más vulnerables que los hábitats sublitorales (Thompson *et al.*, 2002). La composición de comunidades sésiles es muy útil como punto de partida para la monitorización ecológica porque estos organismos no son capaces de evitar las perturbaciones que acontecen en el medio marino y, por tanto, la composición de las comunidades refleja su historia común (Fa *et al.*, 2002). Sin embargo, todavía existen considerables lagunas en el conocimiento de estos ecosistemas (Thompson *et al.*, 2002).

Actualmente existe una gran preocupación por conocer los impactos ecológicos derivados de las centrales eléctricas costeras sobre las comunidades marinas litorales (Kennish, 1992). El incremento de la temperatura del agua y el cloro residual (agentes anti-fouling) son las principales amenazas de los efluentes térmicos de las centrales eléctricas costeras (Langford, 1990 y Krishnakumar *et al.*, 1991). La temperatura del agua es un importante factor ambiental que influye en la tasa de supervivencia, la capacidad de crecimiento y reproducción de los organismos acuáticos (Langford, 1990 y Davison, 1991). En general, es un factor importante que impulsa la sucesión temporal de las comunidades acuáticas. El estrés térmico producido por las centrales eléctricas y nucleares sobre las comunidades de algas bentónicas de agua ha sido estudiado por numerosos autores (Stockner, 1967, Krenkel y Parker, 1971 y Langford, 1990). Devinney (1980) registraron que la abundancia de macroalgas bentónicas disminuía con el aumento de la temperatura del agua en las zonas templadas. Sin embargo, no existen investigaciones dirigidas a conocer los efectos de los efluentes térmicos sobre las comunidades rocosas intermareales. Por tanto, el objetivo del estudio fue evaluar estos efectos potenciales producidos por el incremento de la temperatura del agua sobre las comunidades rocosas intermareales como consecuencia de los vertidos de centrales térmicas.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDIO

La Central Térmica de Los Barrios se encuentra ubicada en el término municipal de Los Barrios, en el centro de la bahía de Algeciras, prácticamente equidistante de los núcleos urbanos de Algeciras y San Roque (figura 2). La Central Térmica de Los Barrios es una central térmica convencional de carbono y entró en funcionamiento en 1985. Consta de un grupo térmico destinado a la producción de energía eléctrica, con una potencia instalada de 550 MW. El agua de mar utilizada para la refrigeración del ciclo se descarga al mar con un incremento de temperatura entre 5 y 10 °C. Para el resto de efluentes líquidos (condensado, lavado, aguas negras) existen plantas de tratamiento y depuración, para que la incidencia sobre el medio sea nula.

Como referencia los datos de producción son los siguientes:

- Producción eléctrica media: 3.161 GWh/año
- Consumo medio de combustible: 1.133.542 Tm carbón/año
- Horas media de funcionamiento: 7392 horas/año

http://es.wikipedia.org/wiki/Central_t%C3%A9rmica_de_Los_Barrios



Figura.2.- Mapa de localización de la central térmica de los barrios.

2.2. MÉTODOS DE MUESTREO

Las estaciones de muestreo se localizaron a lo largo del tramo de escollera que se sitúa en paralelo al emisario térmico. La distancia entre éstas se determinó utilizando el \log_2 (Espinosa *et al.*, 2007), tomando como estación cero el punto de escollera más cercano al emisario y las siguientes a 1, 2, 4, 8, 16, 32, 64, 128 y 256 metros de distancia respecto a la primera estación (figura 3). La presencia de un efluente produce un cambio en gradiente de las propiedades físico-químicas del agua, por eso en este tipo de estudios el diseño de muestreo se hace generalmente empleando una escala espacial separada regularmente (May 1985; Foe and Knight 1987; López-Gappa *et al.*, 1990; Zmarzly *et al.*, 1994). Sin embargo, la utilización de intervalos regulares (decenas de metros, centenas de metros, kilómetros etc.) no siempre es apropiado (Bishop *et al.*, 2002). En algunos estudios se determina la distancia entre estaciones de muestreo por medio de una progresión geométrica de razón 2. Este diseño ofrece la ventaja de explorar de manera más fina el área cercana al emisario (dónde los cambios físico-químicos del agua son más drásticos) respecto a zonas más alejadas, permitiendo una eficiencia mejor en el esfuerzo de muestreo al no concentrar una gran cantidad de estaciones en las zonas menos afectadas.

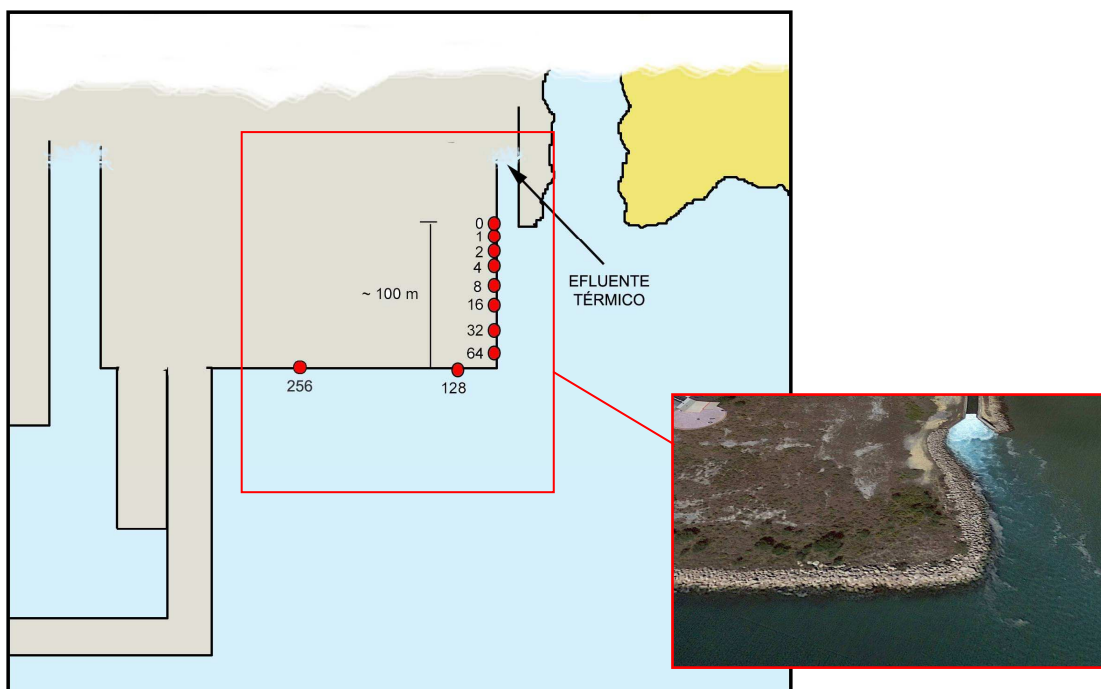


Figura 3.- Distribución de las estaciones de muestreo (0, 1, 2, 4, 8, 16, 32, 64, 128, 256).

Se llevaron a cabo muestreos representativos de las cuatro estaciones del año: otoño (19 de octubre de 2005), invierno (17 de enero de 2006), primavera (30 de marzo de 2006) y verano (5 de julio de 2006).

2.2.1. Muestreo de organismos

En cada una de las estaciones se establecieron dos niveles de muestreo. El primero se ubicó a 25cm de altura sobre el nivel cero de marea y el segundo a 50cm. A su vez, en cada uno de los niveles, se fijó una cuadrícula con un área de $25 \times 125\text{cm}^2$, subdividida en cinco pseudorréplicas de $25 \times 25\text{cm}$. Las cuadrículas se fijaron perforando la piedra de escollera con un taladro neumático con el fin de establecer los anclajes para las cuadrículas (figura 4).



Figura 4.- Cuadrícula ubicada en el nivel superior (izquierda). Detalle del anclaje (derecha).

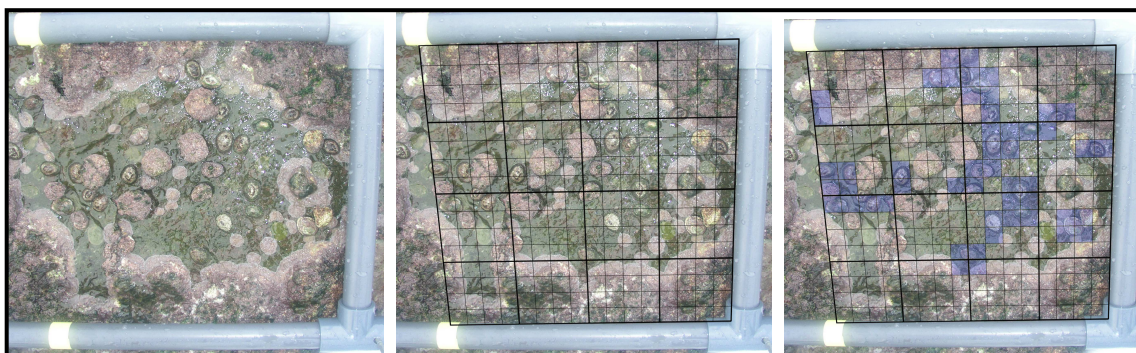


Figura 5.- Secuencia del tratamiento aplicado para establecer la cobertura de los organismos.

Una vez anclada la cuadrícula se procedió a la toma de fotografías de cada una de las subcuadrículas ($25 \times 25\text{ cm}^2$). La cuantificación de los organismos se realizó posteriormente en el laboratorio. A cada fotografía se le añadió una malla reticulada (16

x 16 subcuadrículas), la cual sirvió como referencia para establecer la cobertura de cada uno de los organismos (figura 5). Los valores están presentados en porcentaje de cobertura.

2.2.2. Parámetros físico-químicos

Los parámetros físico-químicos registrados fueron temperatura, salinidad, conductividad, pH y oxígeno disuelto. Los valores se tomaron en cada una de las diez estaciones y se realizaron tres medidas a modo de réplicas en cada una de ellas. La temperatura, conductividad y salinidad del agua se midieron usando un conductímetro Hanna WTW LF-323, el pH por medio de un pHmetro Hanna HI-8324 y el oxígeno disuelto se midió mediante un oxímetro Hanna WTW oxi-196. Todos los parámetros fueron medidos en los cuatro periodos muestreados.

2.2.3. Análisis de la información

2.2.3.1 Análisis univariante

El número total de especies (S), el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') (Shannon y Weaver, 1963) y el índice de equitatividad de Pielou (J) (Pielou, 1966) se calcularon para cada estación y nivel. Con el fin de detectar variaciones en los distintos índices entre las diferentes estaciones se utilizaron distintos tests de comparación de medias. Para verificar la homogeneidad de varianza se utilizó el test de Levene. Cuando la homogeneidad de varianzas no se cumplía, aún con la transformación de los datos, se empleó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis para la comparación de las medias, utilizándose el test ANOVA cuando estas premisas fueron satisfechas. Ambos, se utilizaron para detectar posibles diferencias de los índices entre las distintas estaciones. Se realizaron comparaciones múltiples post-hoc mediante el test de Tamhane o el test de Tukey. Todos los análisis univariantes fueron realizados mediante el programa informático PRIMER y SPSS 12.0.

2.2.3.2 *Análisis multivariante*

La afinidad entre estaciones basada en parámetros ambientales se estableció a través de análisis de componentes principales (PCA). El PCA es un tipo de análisis factorial basado en las distancias euclídeas. La afinidad entre estaciones para los datos bióticos se llevó a cabo mediante análisis MDS usando el método UPGMA basado en el índice de similaridad de Bray-Curtis (Bray y Curtis, 1957). Los análisis multivariantes se realizaron con el programa PRIMER (Clarke y Gorley, 2001).

3. RESULTADOS

3.1. DATOS FÍSICO-QUÍMICOS

La temperatura mostró un patrón muy similar en los muestreos de enero y marzo, con valores cercanos a 25° C para el grupo interno de estaciones (0 a 64) y valores de aproximadamente 15° C para las dos estaciones externas (128 y 256). En octubre se registró un ligero aumento de la temperatura con valores que rondaron los 27° C para las estaciones internas y 17° C para las externas. En julio se dieron los valores mas elevados, 30° C para el grupo interno y 20° C en el grupo externo. El patrón espacial detectado fue idéntico en los cuatro muestreos efectuados, existiendo un incremento de temperatura de 10° C para las estaciones comprendidas entre 0 y 64 respecto a las estaciones 128 y 256 (figura 6). El pH mostró un patrón inverso al registrado para la temperatura, un grupo interno (0-64) con valores de pH ligeramente mas bajos que los encontrados en el grupo control (128 y 256). Aunque el mes de julio presentó los valores más elevados, las diferencias estacionales no fueron muy acusadas, presentado un rango estrecho de fluctuación (figura 7). La conductividad y la salinidad no presentaron ningún patrón a nivel espacial y temporal (figuras 8 y 9). La concentración de oxígeno fue ligeramente superior en las estaciones control, presentando un mayor contraste en los meses de julio y marzo (figura 10).

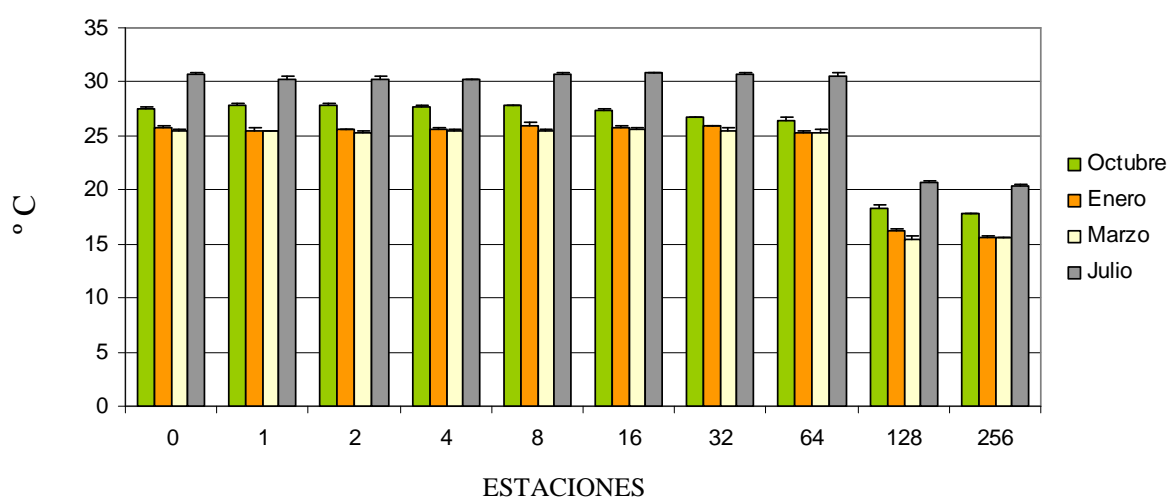


Figura 6.- Valores de temperatura registrados en los meses de octubre, enero, marzo y julio.

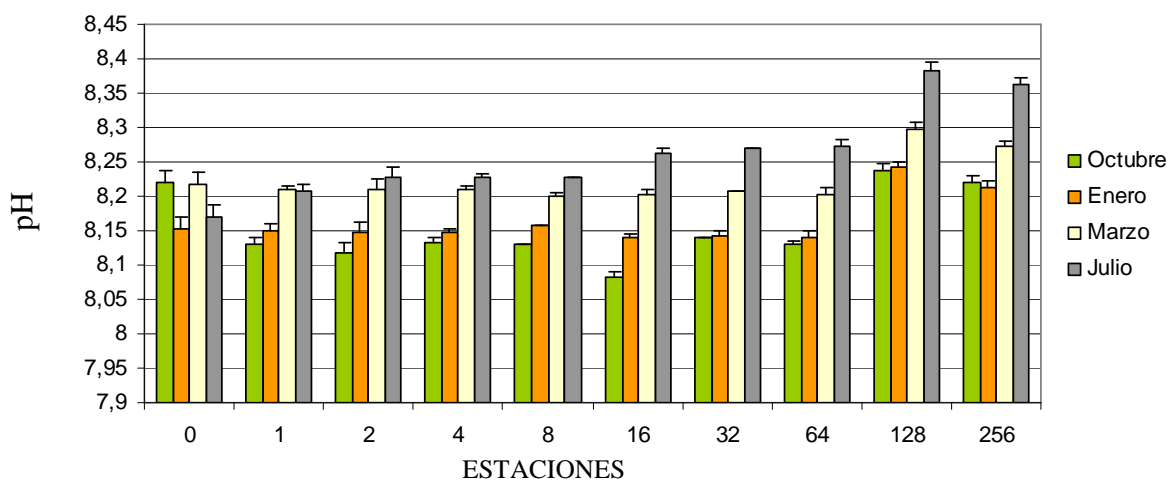


Figura 7.- Valores de pH registrados en los meses de octubre, enero, marzo y julio.

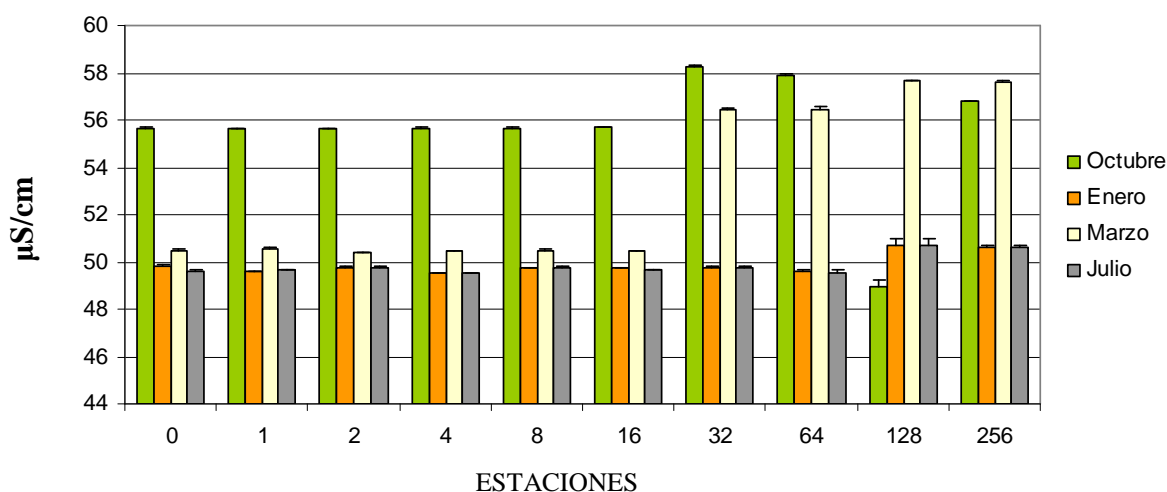


Figura 8.- Valores de conductividad registrados en los meses de octubre, enero, marzo y julio.

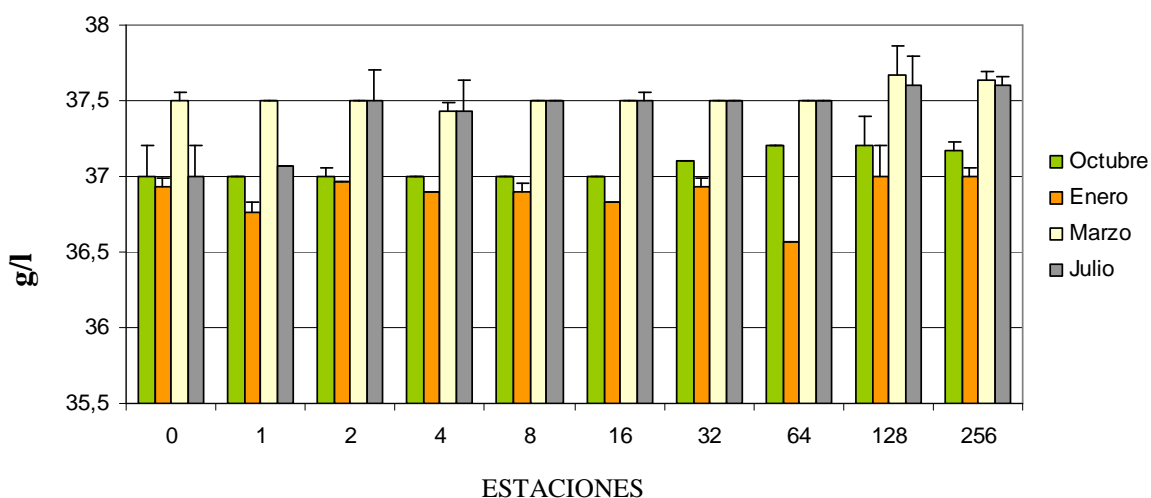


Figura 9.- Valores de salinidad registrados en los meses de octubre, enero, marzo y julio.

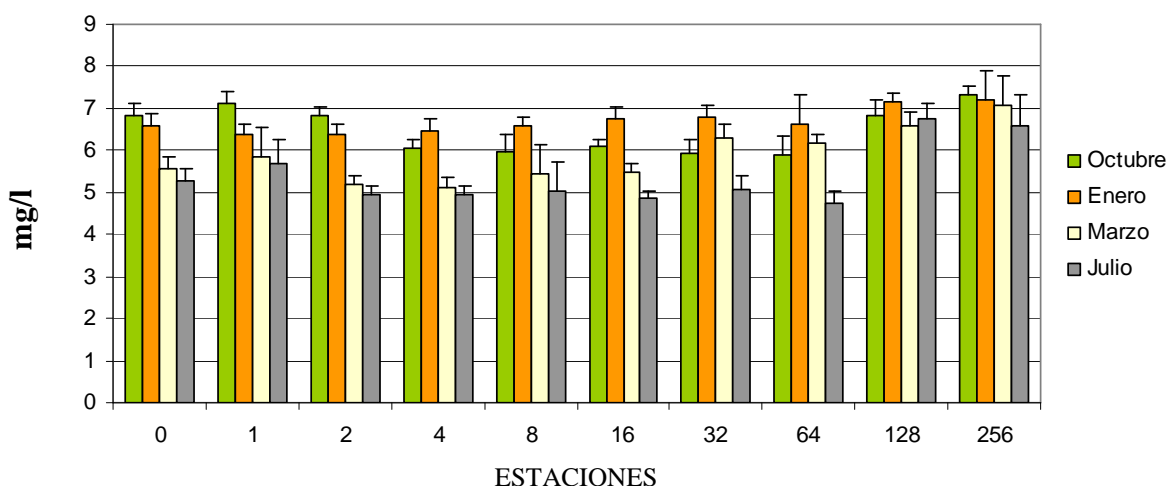


Figura 10.- Valores de oxígeno disuelto registrados en los meses de octubre, enero, marzo y julio.

El Análisis de Componentes Principales realizados con los datos físico-químicos de la columna de agua es una herramienta útil para saber si las estaciones se distribuyen en función de un gradiente ambiental. Las estaciones 128 y 256 se segregaron de forma muy marcada del resto de estaciones. El otro grupo (0-64) mantuvo características ambientales bastante homogéneas, solo las estaciones 32 y 64 se comportaron como zona de transición en alguno de los muestreos. El muestreo de octubre mostró en el eje 1 una segregación entre las estaciones 128 y 256 y el resto de estas (0-64) en función de la temperatura y el pH predominantemente (figura 11). La correlación fue positiva para la temperatura indicando que las estaciones comprendidas entre 0-64 se situaban en la zona de más temperatura, mientras que el pH se correlacionó negativamente indicando que el pH es mayor en las estaciones 128 y 256 respecto al resto. El eje 2 presentó la mayor correlación para salinidad y oxígeno. El grupo de estaciones comprendidas entre 0-16 presentaron una mayor concentración de oxígeno que las estaciones 32 y 64. En enero las variables mejor correlacionadas para el eje 1 fueron temperatura, pH y conductividad y para el eje 2 la salinidad. La distribución de estaciones fue similar a la obtenida en octubre salvo la estación 32 cuyas características fueron más parecidas al grupo de estaciones internas (figura 12). En marzo el eje 1 presentó una buena correlación para la temperatura y salinidad, mientras que el eje 2 lo hizo para la conductividad. El comportamiento de las estaciones tuvo el mismo patrón presentado en octubre (figura 13). En julio el eje 1 se correlacionó mejor con la temperatura y

conductividad y el eje 2 con el pH y el oxígeno. La distribución presentó diferencias respecto al eje 2 para las estaciones 0 y 1 donde la correlación positiva para el pH indica un pH más bajo para estas estaciones que el resto. A su vez la correlación negativa para el oxígeno señaló que el oxígeno fue mayor en las estaciones 0 y 1 que en las comprendidas entre la estación 4 y 64. A pesar de esta pequeña variación, las hipótesis formuladas para el mes de octubre están en concordancia con los datos de julio (figura 14).

En general la única variable que mantuvo una buena correlación en todos los muestreos fue la temperatura. La temperatura siempre presentó una buena correlación con el eje 1. El eje 1 proporciona más información que el eje 2 ya que siempre presenta la mayor varianza absorbida, lo que confirma la relevancia de este parámetro en el gradiente ambiental.

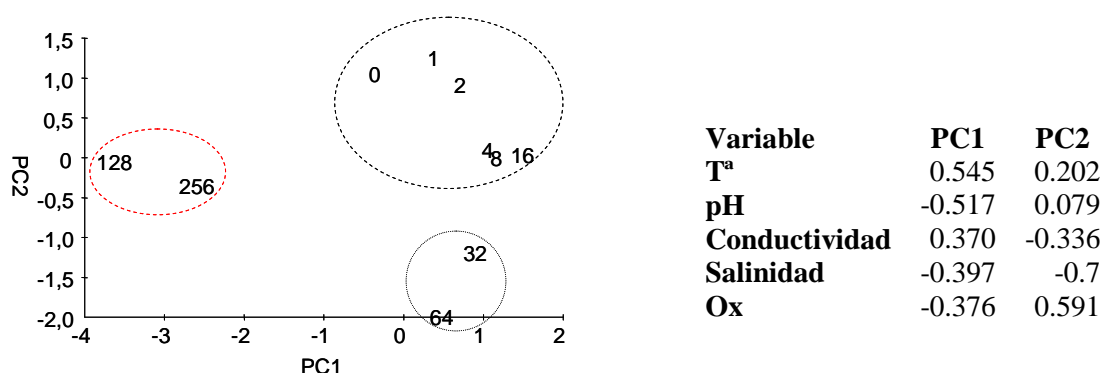


Figura 11.- Análisis de componentes principales para el mes de octubre (varianza eje 1: 58,8%, eje 2: 20,1%).

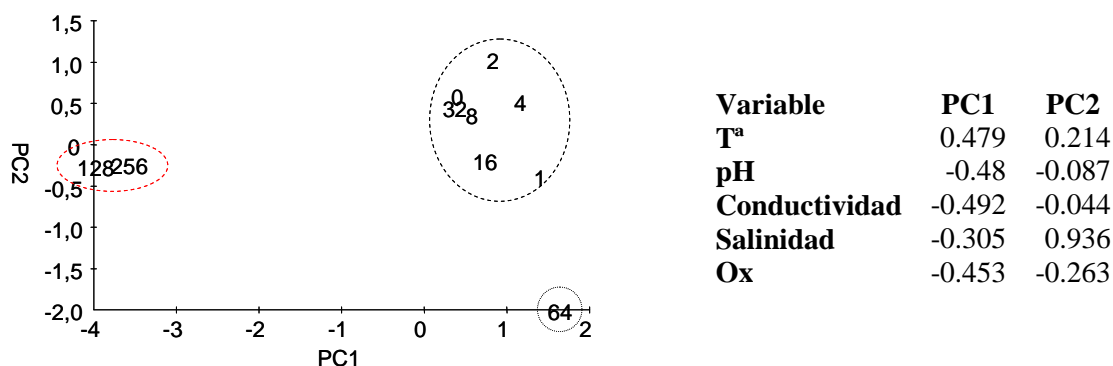


Figura 12.- Análisis de componentes principales para el mes de enero (varianza eje 1: 81,2%, eje 2: 14,2%).

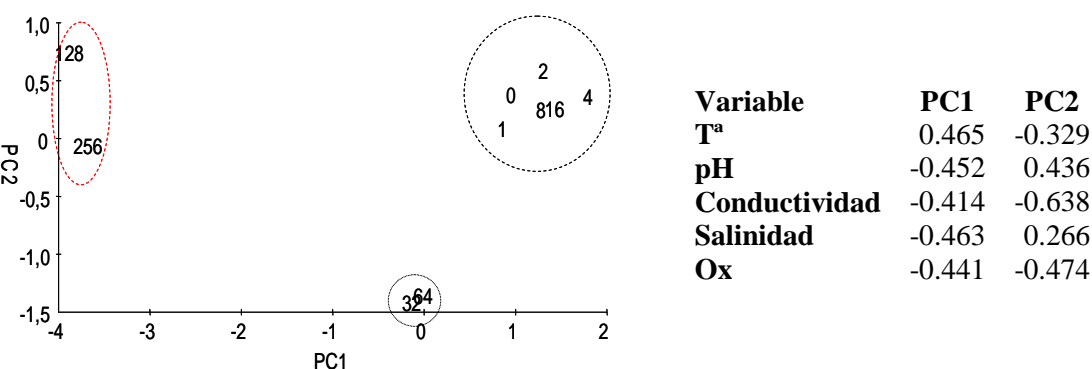


Figura 13.- Análisis de componentes principales para marzo (varianza eje 1: 85,4%, eje 2: 11,5%)

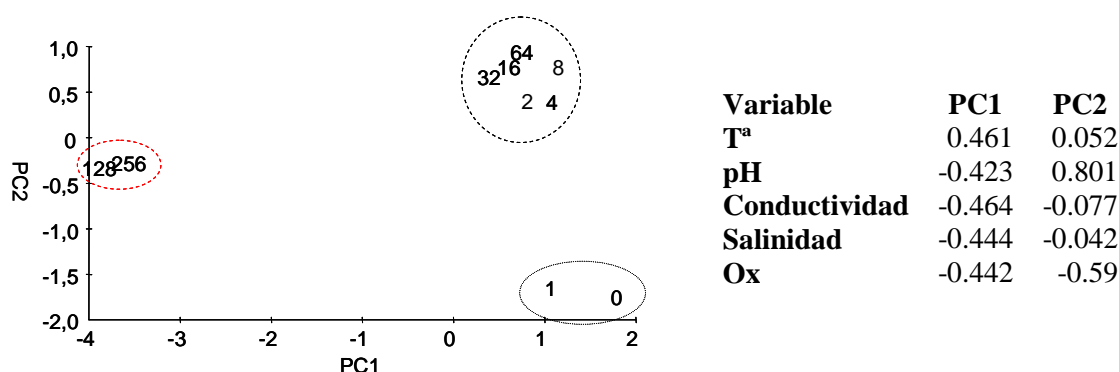


Figura 14.- Análisis de componentes principales para julio (varianza eje 1: 90,7%, eje 2: 5,6%)

3.2. DATOS BIOLÓGICOS

Se identificaron un total de 12 taxones, de los cuales 6 correspondían a macrofauna y 6 pertenecieron a macrófitos. En el nivel inferior las estaciones comprendidas entre 0 y 32 estaban dominadas por un alga calcarea, *Titanoderma pustulatum* (J.V.Lamouroux) Nägeli, 1858 . Este alga fue el taxón dominante en este nivel, solo en algunas estaciones aparecieron pequeñas coberturas de *Ulva sp.* y *Gelidium pusillum* las cuales presentaron, en la mayoría de casos, un crecimiento epífito sobre *T. pustulatum*. En la estación 64 un amplio cinturón de *G. pusillum* ocupaba la franja donde se distribuía *T. pustulatum* en las estaciones anteriores, solo en el muestreo de julio se detectó *T. pustulatum* en esta estación situada justo por encima del cinturón de *G. pusillum*. En esta estación también se detectó *Ralfsia verrucosa* (Areschoug) Areschoug, 1845. En la estación 128 se encontraron los moluscos *Patella caerulea*,

Cymbula nigra y *Mytilus sp.*, y los macrófitos *Ellisolandia elongata*, *Hildenbrandia rubra* (Sommerfelt) Meneghini, 1841, *R. verrucosa*. y *G. pusillum* (figuras 15, 17, 19, 21). La estación 256 en el nivel inferior no pudo ser analizada debido a que un golpe de mar desplazó la roca dejándola en permanente inmersión. En el nivel superior el cirrípedo *Chthamalus stellatus* y los moluscos *Siphonaria pectinata* y *P. caerulea* se encuentran presentes en la totalidad de las estaciones. En la estación 128 y 256 se encontraron pequeñas coberturas de *Mytilus sp.* (figuras 16, 18, 20, 22).

Como se ha comentado anteriormente, los taxones dominantes en la zona afectada por el emisario fueron *Siphonaria pectinata* y *Titanoderma pustulatum* en el nivel inferior. Este alga calcarea presentó los mayores valores de cobertura, respecto al total de taxones, entre la estación 0 y la estación 64 en todos los periodos muestreados (figura 23). La especie mostró diferencias significativas a nivel espacial. En concreto la estación 64 fue significativamente inferior a la cobertura de las estaciones 0 ($p<0,01$), 2 ($p<0,05$), 4 ($p<0,05$) y 16 ($p<0,001$). En la estación 128 no se registró esta especie pero se encontraba presente en todas las estaciones afectadas por el emisario. A nivel temporal también se detectaron cambios en la cobertura de este macrófito. La cobertura en el muestreo realizado en julio (figura 21) fue significativamente superior a la registrada en enero ($p<0,05$) y en marzo ($p<0,05$) (figuras 17, 19). Los meses de enero y marzo coincidieron con las temperaturas más bajas registradas en la zona de afección (temperatura media en la zona de influencia del emisario, enero $T=25,67\text{ }^{\circ}\text{C}$, marzo $T=25,45\text{ }^{\circ}\text{C}$), a su vez presentaron las coberturas más bajas para esta especie (enero cobertura=34,9%, marzo cobertura=33,59%). El mes de julio registró los valores más altos de temperatura y cobertura para la especie (julio; $T=30,52\text{ }^{\circ}\text{C}$, cobertura=76,93%). El mes de octubre mostró valores intermedios de temperatura y cobertura respecto a los valores más altos registrados en julio y los más bajos en enero y marzo, (octubre; $T=27,42\text{ }^{\circ}\text{C}$, cobertura=40,86) (figura 15). Los análisis indicaron una correlación positiva entre la temperatura del agua y la cobertura de *T. pustulatum* (figura 26). *Siphonaria pectinata* fue la otra especie dominante en el nivel inferior. *S. pectinata* presentó diferencias significativas a nivel espacial, especialmente respecto a la estación 128 donde la especie no estaba presente. A nivel temporal el mes de julio fue significativamente inferior, en cuanto a cobertura de la especie, a los meses de octubre ($p<0,01$), enero ($p<0,001$) y marzo ($p<0,05$). La disminución de *S. pectinata* en el mes

de julio coincidió con la máxima cobertura para *T. pustulatum* (figuras 23, 24 y 25). En el nivel superior las especies dominantes fueron *Chathamalus stellatus* y *S. pectinata*. *C. stellatus* mostró una distribución fluctuante en su cobertura pero independientemente de la influencia del emisario. *S. pectinata* presentó diferencias significativas, en particular las estaciones control 128 y 256 fueron significativamente inferiores en su cobertura al resto de estaciones ($p < 0,001$). Respecto al análisis temporal, *S. pectinata* no disminuyó su cobertura en este nivel para el mes de julio.

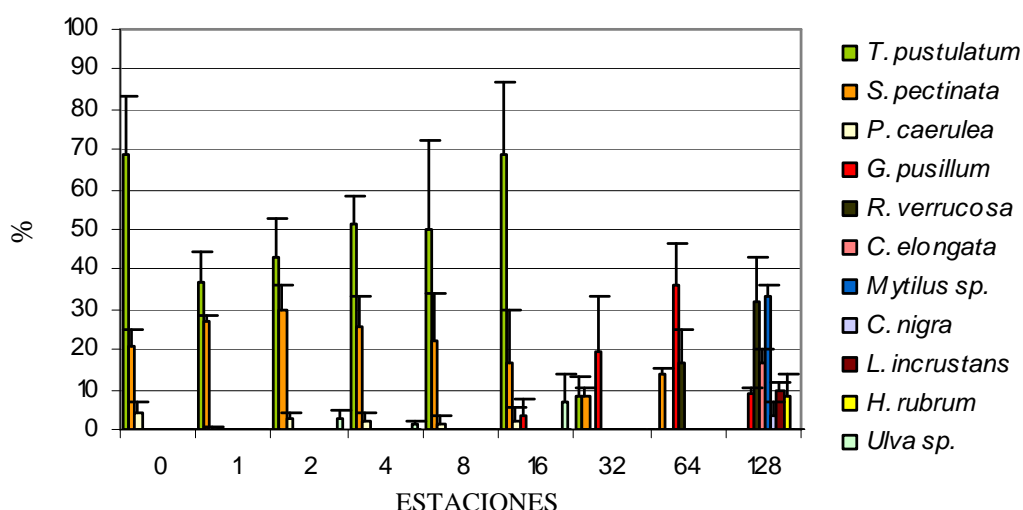


Figura 15.- Valores de cobertura registrados en octubre (nivel inferior).

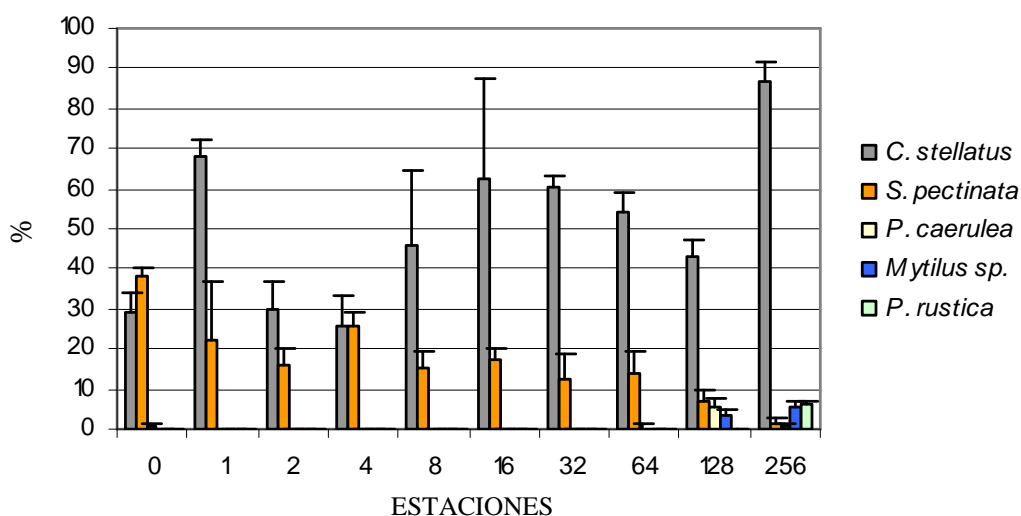


Figura 16.- Valores de cobertura registrados en octubre (nivel superior).

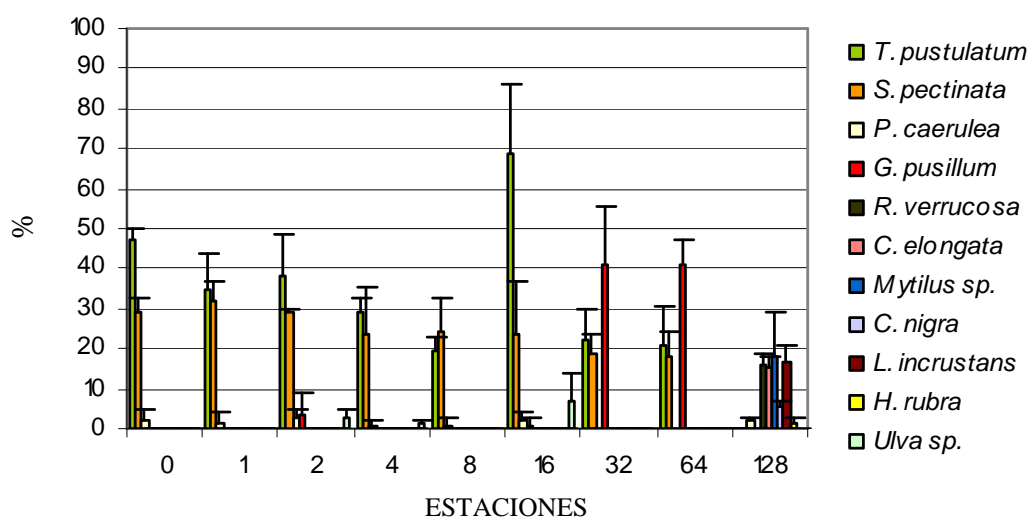


Figura 17.- Valores de cobertura registrados en enero (nivel inferior).

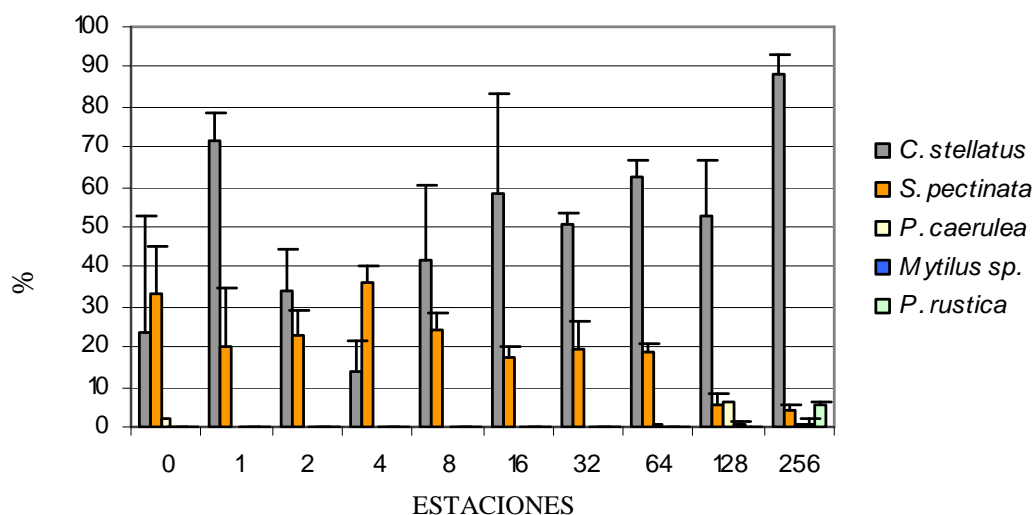


Figura 18.- Valores de cobertura registrados en enero (nivel superior).

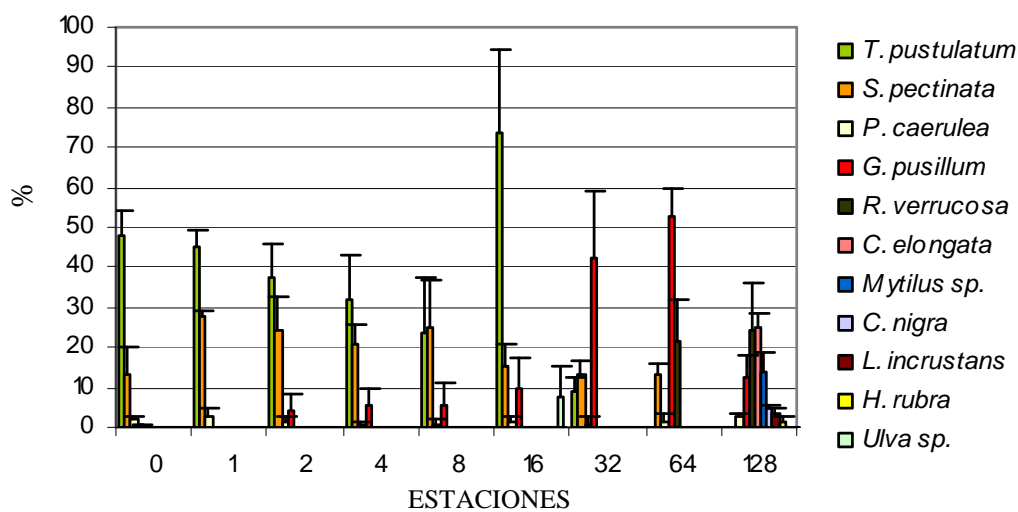


Figura 19.- Valores de cobertura registrados en marzo (nivel inferior).

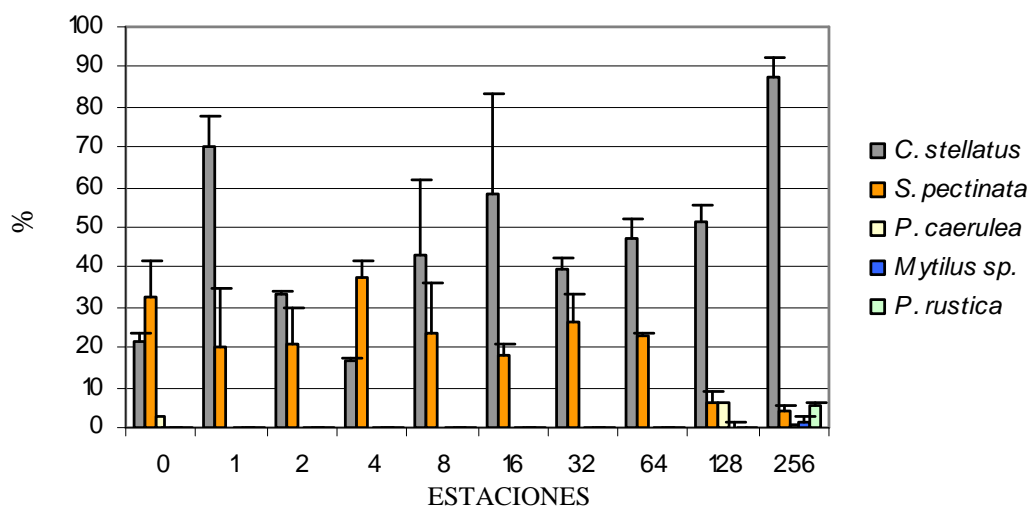


Figura 20.- Valores de cobertura registrados en marzo (nivel superior).

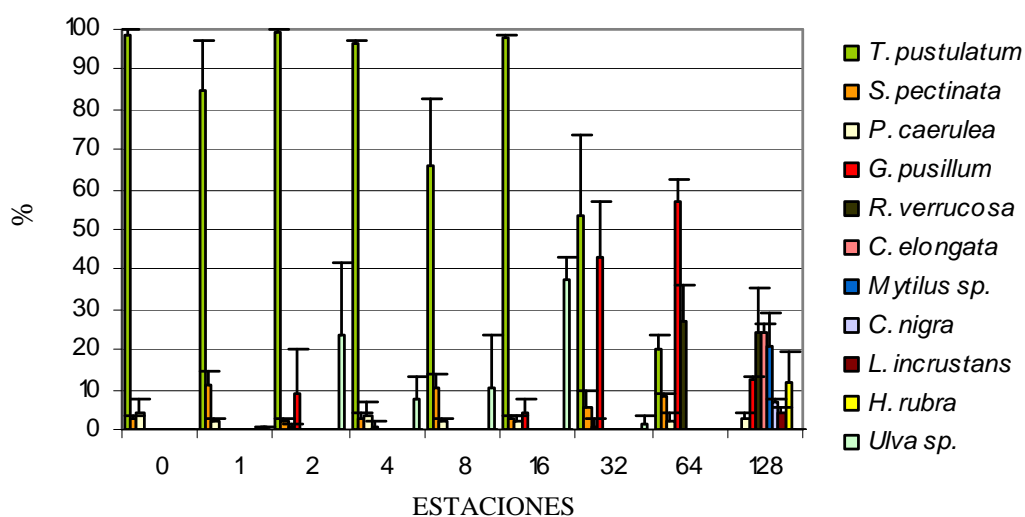


Figura 21.- Valores de cobertura registrados en julio (nivel inferior).

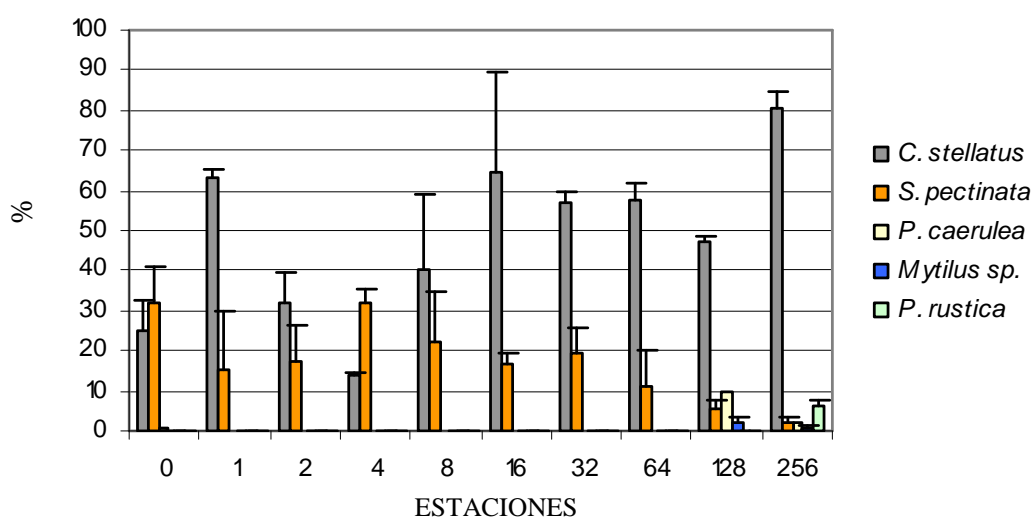


Figura 22.- Valores de cobertura registrados en julio (nivel superior).

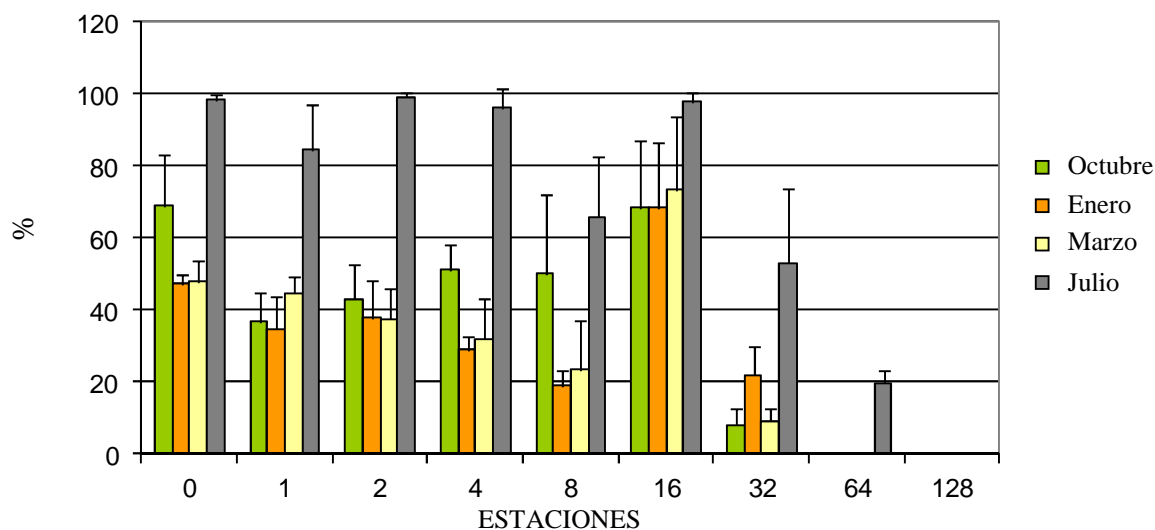


Figura 23.- Evolución espacio-temporal de *Titanoderma pustulatum*

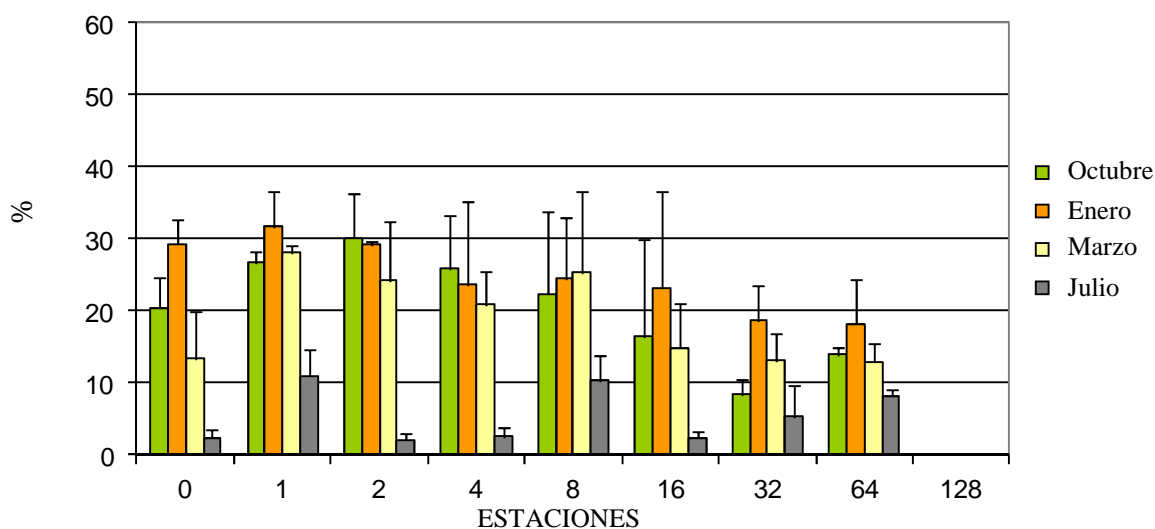


Figura 24.- Evolución espacio-temporal de *Siphonaria pectinata* en el nivel inferior.

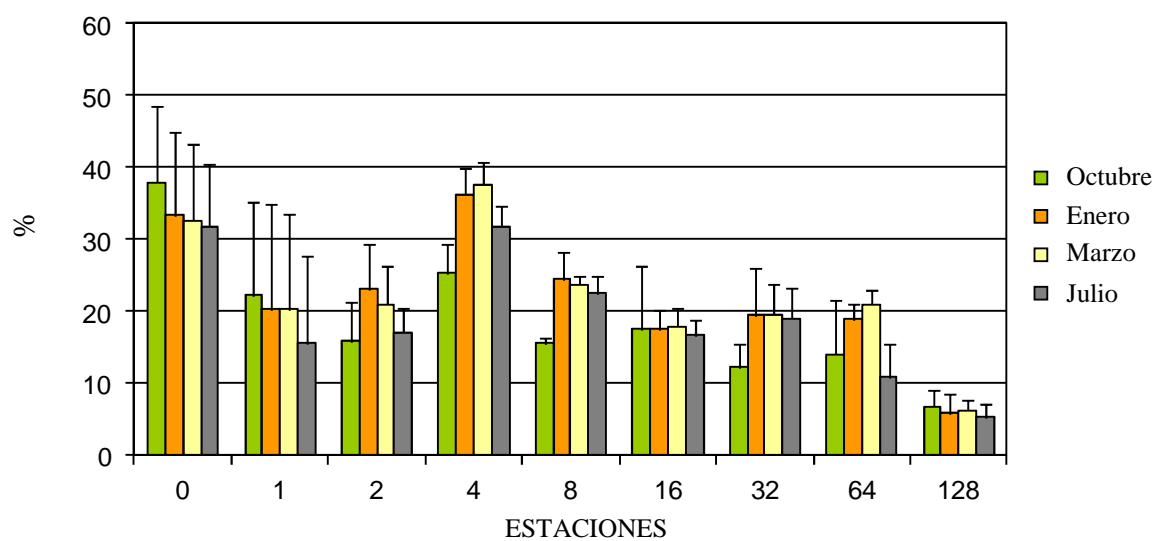


Figura 25.- Evolución espacio-temporal de *Siphonaria pectinata* en el nivel superior.

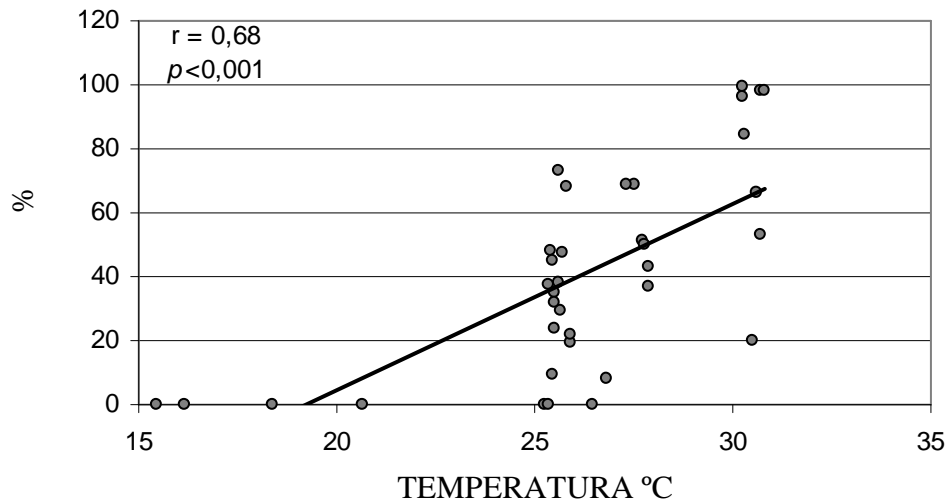


Figura 26.- Análisis de correlación lineal (SPERMAN) entre el parámetro temperatura y el porcentaje de cobertura de *Titanoderma pustulatum*.

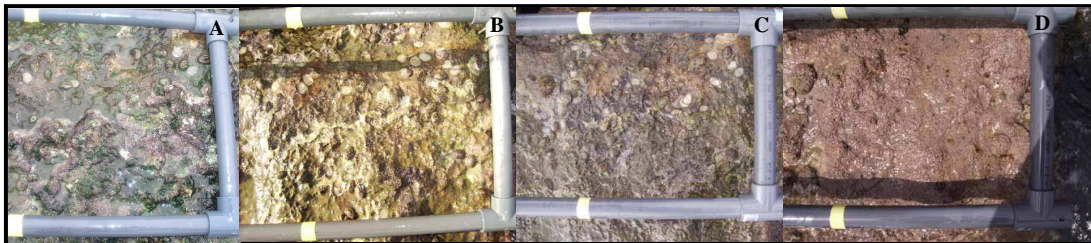


Figura 27: evolución temporal de la cobertura del alga *Titanoderma pustulatum*. A: octubre, B: enero, C: marzo, D: julio.

3.2.1. Análisis univariante

El índice de diversidad de Shannon (figura 28) determinó diferencias significativas entre la estación 64 y las estaciones 4 ($p < 0,015$), 1 ($p < 0,002$) y 0 ($p < 0,0001$). La estación que presentó mayor diferencia fue la estación 128, la cual fue significativamente diferente al resto de estaciones ($p < 0,0001$). El n° de especies fue

similar en el nivel inferior entre el grupo de estaciones 0-64 (figura 29), no obteniéndose diferencias significativas. La estación 128 si presentó un n° de especies significativamente mayor que el resto de estaciones ($F < 15,798$; $p < 0,0001$). El índice de equitatividad de Pielou en el nivel inferior (figura 30) solo mostró diferencias significativas entre la estación 128 y la estación 16 ($p < 0,005$). La estación 128 presentó la mayor diversidad ($H' = 1,75$; D.E. = 0,082; $J = 0,8$; D.E. = 0,03) y una buena equitatividad. En el resto de estaciones la diversidad varió entre 0,26 y 1,28, detectándose el valor más bajo en la estación 0 y el más alto en la estación 64, de las estaciones afectadas por el emisario.

Respecto al nivel superior, el índice de Shannon presentó diferencias significativas entre la estación 0 y la estación 1 ($p < 0,01$), estación 16 ($p < 0,004$) y la estación 256 ($p < 0,001$) (figura 31). A pesar de que se registraron diferencias significativas en la diversidad, estas diferencias no se correspondieron con el gradiente ambiental. En el nivel superior el n° de especies registrado fue mayor en las estaciones 128 y 256 frente al resto de estaciones pero no se registraron diferencias significativas (figura 32). El índice de equitatividad de Pielou fue un claro reflejo de las diferencias registradas en el análisis del n° de especies frente al índice de diversidad de Shannon. Los valores de equitatividad fueron bajos en las estaciones de la zona externa, lo que explica la baja diversidad encontrada a pesar de presentar un n° de especies superior al resto (figura 33).

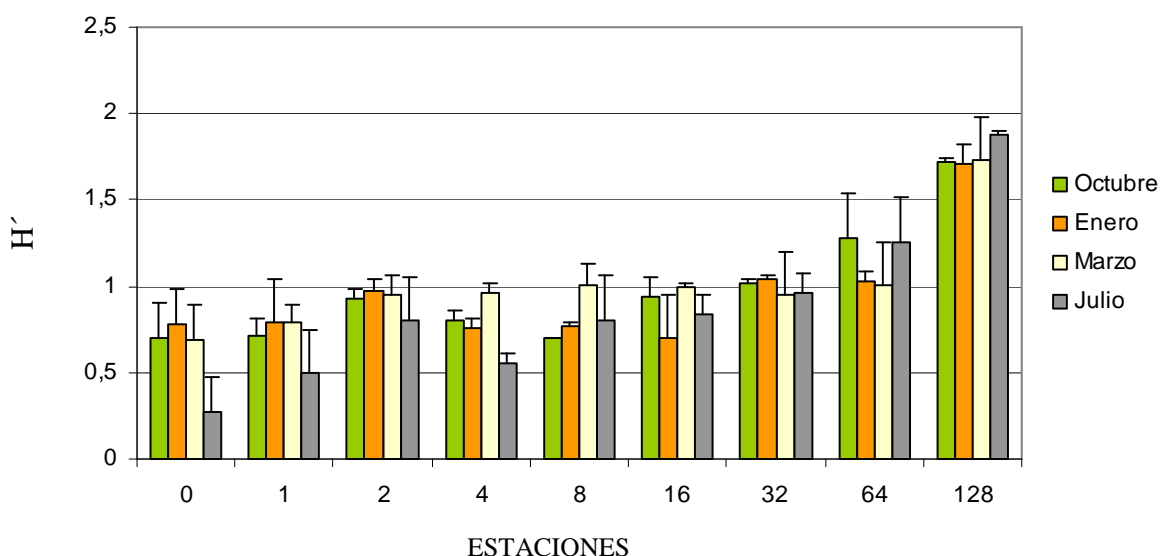
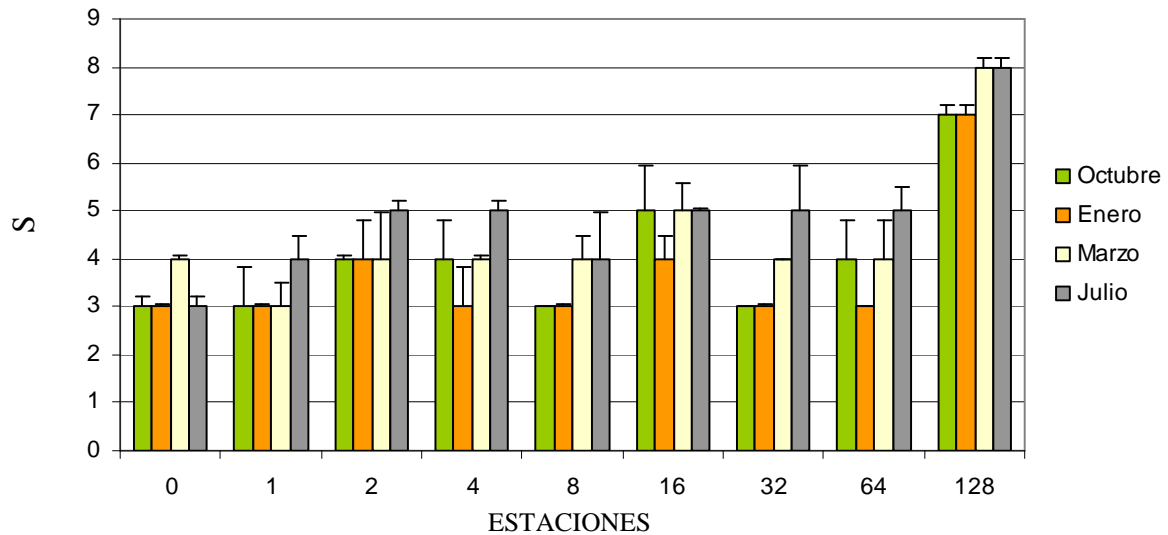
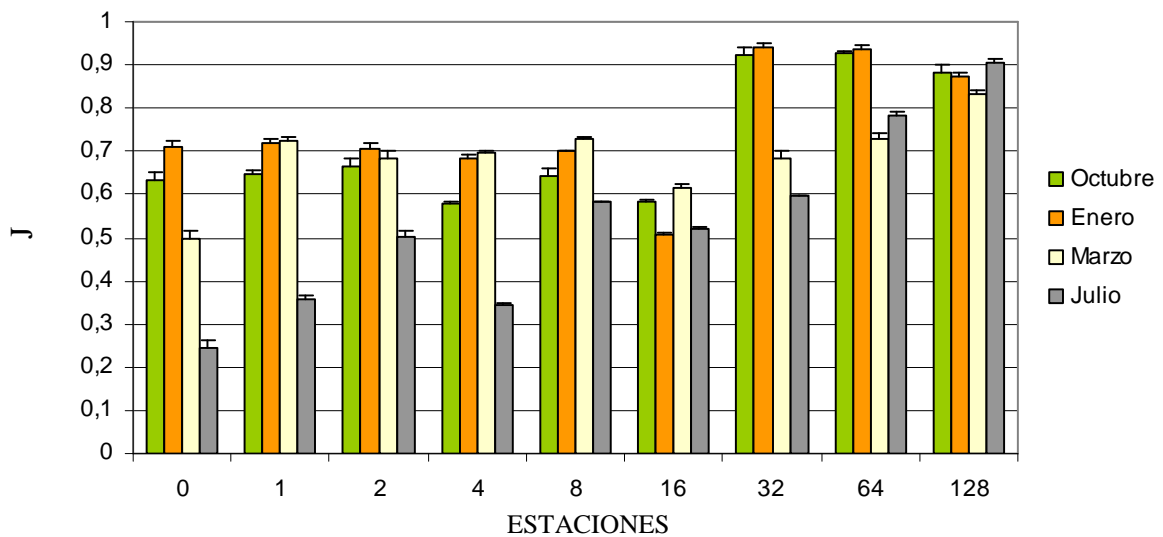
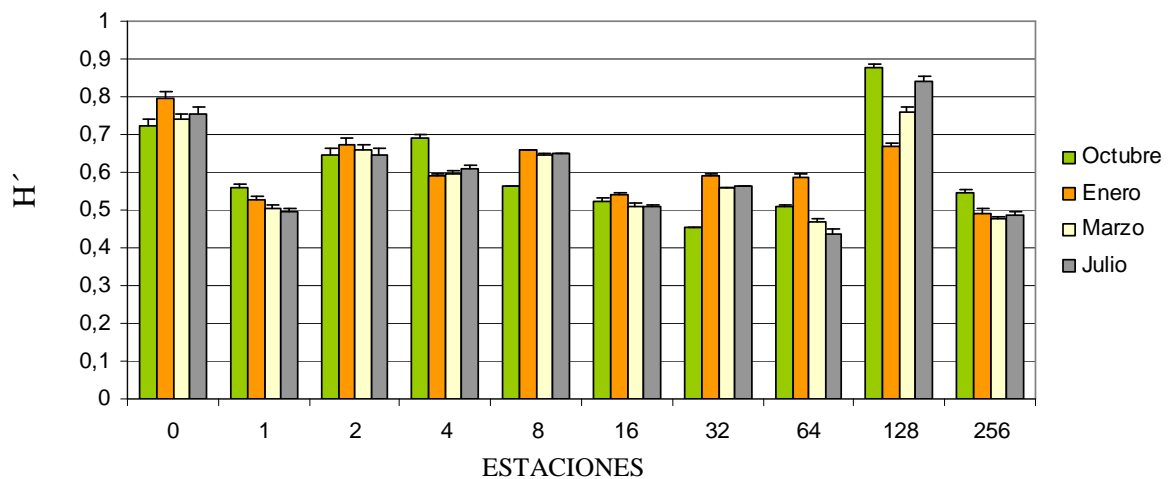


Figura 28.- Valores del índice de diversidad de Shannon (H') detectados en el nivel inferior.

Figura 29.- N° de especies (S) detectadas en el nivel inferior.Figura 30.- Valores del índice de equitatividad de Pielou (J) detectados en el nivel inferior.Figura 31.- Valores del índice de diversidad de Shannon (H') detectados en el nivel superior.

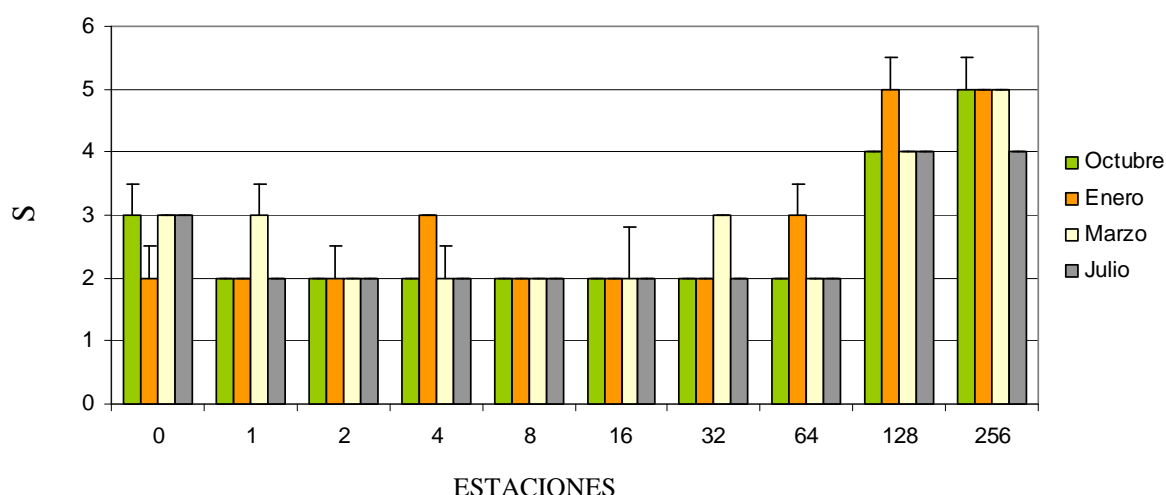


Figura 32.- N° de especies (S) detectadas en el nivel superior.

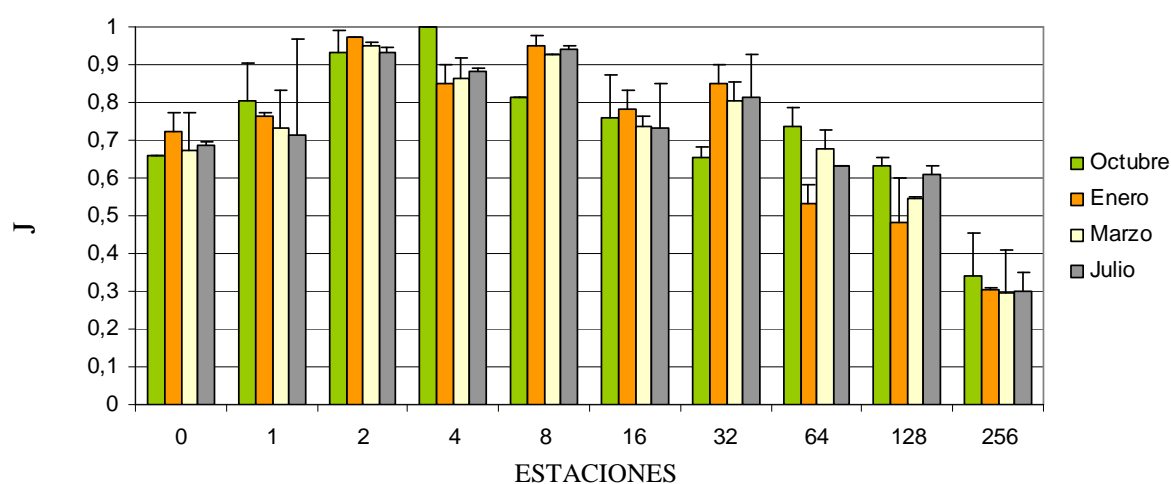


Figura 33.- Valores del índice de equitatividad de Pielou (J) detectados en el nivel superior.

3.2.2. Análisis multivariante

El análisis de ordenación MDS realizado con los valores de cobertura registrados en el nivel inferior confirmó un mismo patrón de distribución de las estaciones en todos los periodos muestreados. El patrón mostró un primer grupo de estaciones formado por las situadas más cerca del emisario (0-16), un segundo grupo constituido por la estación 32 y 64 que actúan como zona de transición entre el área afectada y el área control y un tercer grupo formado por la estación 128 que constituye la zona control del estudio (figuras 34, 36, 38, 40). El mes de enero fue el único periodo que no presentó zona de

transición, tan solo un grupo muy homogéneo formado por las estaciones comprendidas entre 0 y 64 y un segundo grupo constituido tan sólo por la estación 128. Este segundo patrón se asemeja mejor al patrón ambiental registrado en la zona donde los valores de temperatura son constantes entre la estación 0 y 64 disminuyendo bruscamente en la estación 128. El nivel superior también presentó un patrón común para todos los periodos muestreados. Las estaciones 128 y 256 no formaron un grupo homogéneo pero se presentaban segregadas del grupo de estaciones de la zona afectada. Dentro del grupo de estaciones presentes en el área de la perturbación las estaciones 0 y 4 se mostraban alejadas del resto (figuras 35, 37, 39, 41).

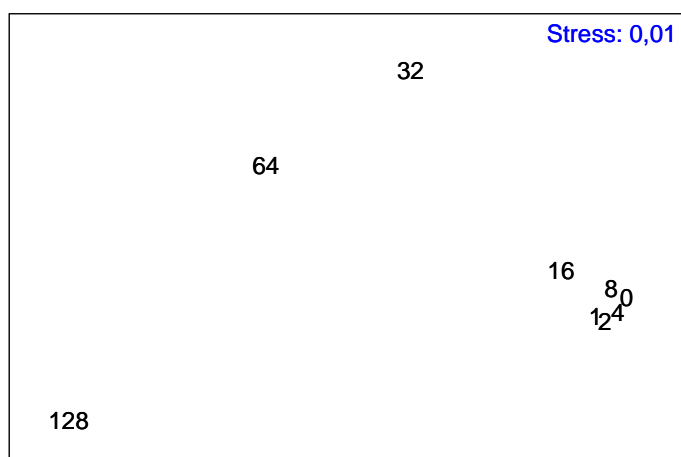


Figura 34.- Análisis de ordenación MDS (octubre-inferior).

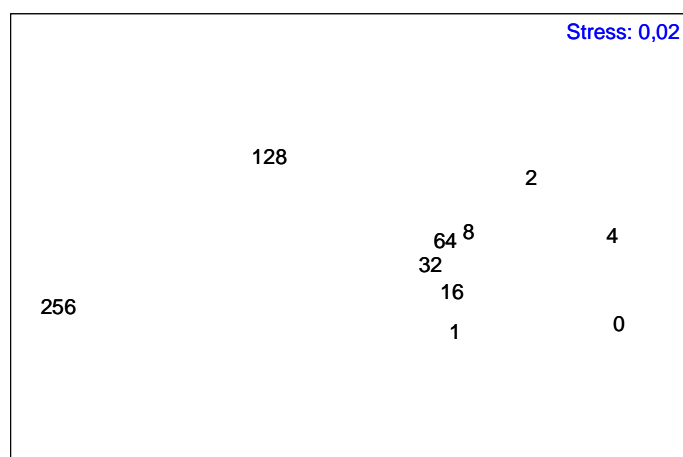


Figura 35.- Análisis de ordenación MDS (octubre-superior).

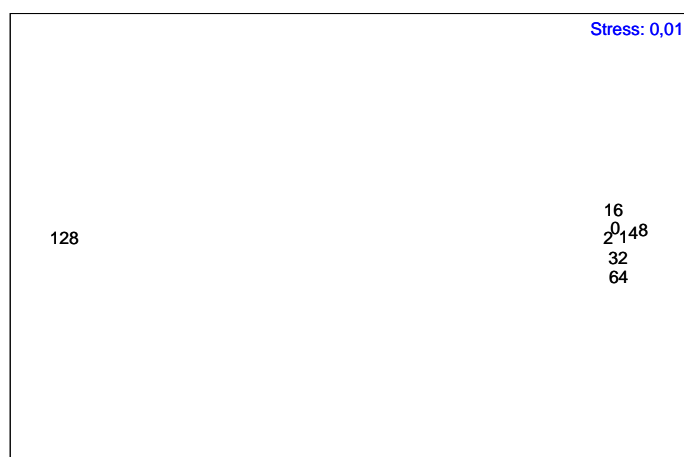


Figura 36.- Análisis de ordenación MDS (enero-inferior).

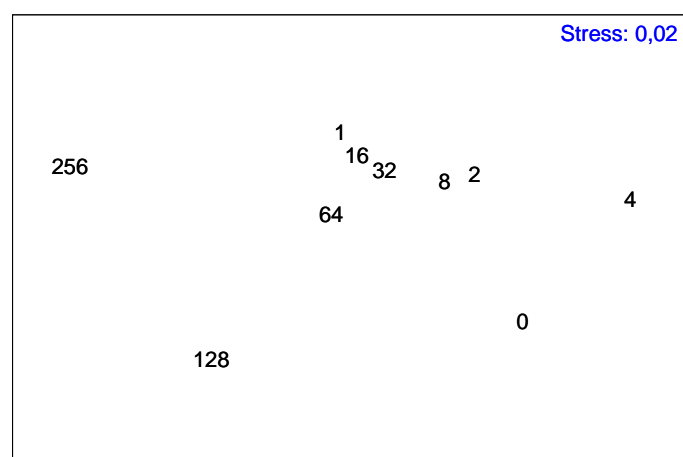


Figura 37.- Análisis de ordenación MDS (enero-superior).

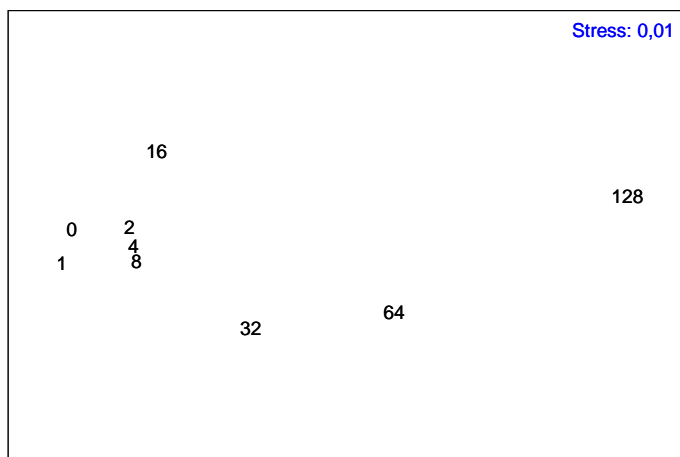


Figura 38.- Análisis de ordenación MDS (marzo-inferior).

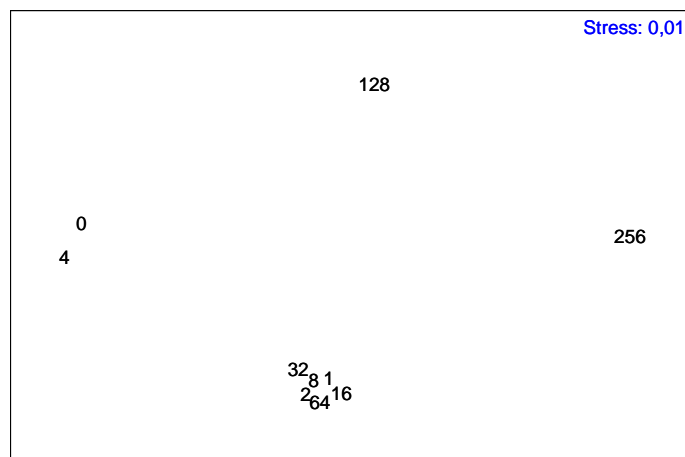


Figura 39.- Análisis de ordenación MDS (marzo-superior).

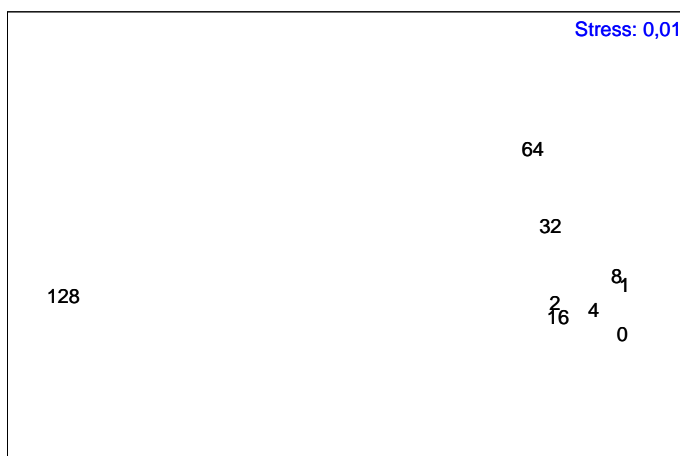


Figura 40.- Análisis de ordenación MDS (julio-inferior).

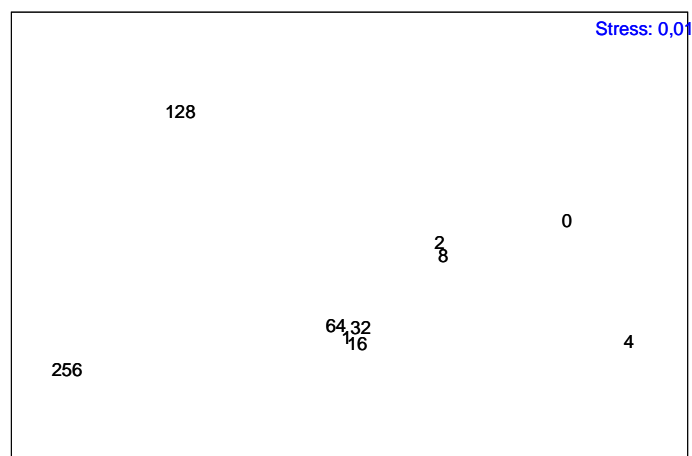


Figura 41.- Análisis de ordenación MDS (julio-superior).

4. DISCUSIÓN

En la actualidad existe un aumento de las centrales eléctricas a lo largo de la costa para satisfacer la creciente demanda social y, como consecuencia, cada vez son más los efluentes térmicos que descargan al medio marino (Poornima *et al.*, 2005). Las centrales eléctricas y nucleares se ubican con frecuencia en las zonas costeras con la finalidad de poder hacer uso del agua de mar disponible para la refrigeración del condensador (Winter y Conner, 1978). Este sistema de refrigeración es la forma más económica de condensar el vapor de escape de las turbinas. Las centrales requieren, en promedio, aproximadamente 3m^3 de agua de refrigeración por minuto por megavatio de electricidad (MWe) producido (Schübel y Marcy, 1978). Debido a que esta agua de mar se utiliza para enfriar las turbinas, se produce, en consecuencia, una transferencia de calor de la turbina al agua de mar. Esta agua es conducida de vuelta al mar al final del proceso. Por este motivo el principal parámetro medido en el estudio fue la temperatura. En nuestro estudio la zona afectada por el emisario sufrió un incremento de $10\text{ }^{\circ}\text{C}$ de la temperatura del agua como consecuencia del vertido de las aguas usadas para la refrigeración de la central. Las estaciones 128 y 256 se encontraban fuera de la influencia. La masa de agua que las bañan se encontraba a la temperatura media del agua de la bahía de Algeciras. Las descargas de los efluentes térmicos producen un aumento de la temperatura del agua y a menudo suelen contener factores de estrés químicos en forma de biocidas (por ejemplo, cloro) utilizados para el control de la contaminación biológica (Morgan y Carpenter, 1978). Por lo tanto, estos efluentes tienen el potencial para producir estrés térmico y químico y provocar un problema ambiental en la masa de agua receptora (Krishnakumar *et al.*, 1991).

El seguimiento en el tiempo mostró un incremento de la temperatura del agua para todas las estaciones estudiadas coincidiendo con el mes de julio. Este pico máximo se debe al aumento estacional de la temperatura del agua durante el periodo de verano. Sospedra (2010) registró en un estudio realizado en la costa valenciana que la radiación solar incidente en la superficie terrestre se mostraba máxima a finales de junio, próxima al solsticio de verano, cuando la duración del día es más larga y la radiación solar llega con mayor perpendicularidad al hemisferio norte. La temperatura registrada en el agua en este estudio fue máxima durante los meses de julio y agosto. La temperatura

superficial del mar en el litoral andaluz muestra el comportamiento propio de estas latitudes, con un calentamiento progresivo de las aguas durante la primavera y el verano y un descenso en los meses correspondientes al otoño-invierno. El desfase de las temperaturas en los cambios de estación, está justificado por el alto índice de calor latente del mar en relación a la zona continental (IMA, 2009).

Otros parámetros fueron medidos para complementar la caracterización de las condiciones físico-químicas del agua en la zona. El oxígeno mostró una mayor concentración en las estaciones alejadas al emisario, aunque estas diferencias fueron menores en los meses de enero y octubre. El principal proceso productivo de oxígeno en el mar es la fotosíntesis realizada por los organismos fotoautótrofos. La otra fuente de oxígeno es la reaireación desde la atmósfera hacia el agua condicionada por el viento, oleaje, salinidad y temperatura del agua, por lo que a mayor hidrodinamismo (turbulencia) mayor será la transferencia de oxígeno hacia el agua, al igual que con un descenso de la temperatura, el grado de saturación aumenta por lo que admite mayores niveles de esta molécula (Sospedra, 2010). Las diferencias en la concentración de oxígeno pudieron deberse a este último motivo; el agua caliente posee una capacidad menor de saturación que el agua fría. Sin embargo, el aumento de la turbulencia puede aumentar a su vez la transferencia de oxígeno del aire hacia el agua.

En la central objeto del estudio, el agua utilizada para la refrigeración, al final del proceso, es conducida a través de un largo canal que termina en un salto de agua. Esta caída del agua hacia el mar produce una zona de turbulencias cerca de las primeras estaciones. En concordancia con esta hipótesis, el grupo de estaciones comprendidas entre 0-16 presentan una mayor concentración de oxígeno que las estaciones 32 y 64. Esta situación puede deberse a que el agua se encuentra en continuo movimiento en la zona cercana al salto de agua lo que conlleva un aumento de la incorporación de oxígeno disuelto. Las estaciones 32 y 64 se encuentran menos influenciadas por las turbulencias provocadas por el emisario pero mantiene temperaturas elevadas por lo que la disolución de oxígeno en el agua disminuye. Estas dos hipótesis se contradicen pero podrían explicar el hecho de que en los meses de enero y octubre las diferencias entre las estaciones cercanas al emisario y las estaciones más alejadas fueran menores. Los

datos parecen indicar que el factor temperatura es más determinante que el efecto derivado de las turbulencias.

El pH fue más ácido en las estaciones internas (0-64) respecto a las externas (128 y 256). Como se ha comentado anteriormente, los emisarios térmicos vierten biocidas que se utilizan para el control de crecimiento de organismos dentro de los circuitos de refrigeración (Morgan y Carpenter, 1978). Por tanto, estas diferencias pudieron deberse a la emisión de hipoclorito de sodio por el efluente térmico, el cual se usa como antifouling. Esta sustancia al contacto con el agua se disocia formando ácido hipoclorito que a su vez puede disociarse en condiciones de pH básico en ión hipoclorito liberando también H^+ que acidifican el medio. Sin embargo, el pequeño rango de variación entre las estaciones indica que también podría deberse a fluctuaciones naturales del sistema.

Por último, la conductividad y la salinidad no presentaron un patrón claro a nivel espacial y temporal aunque la salinidad es más baja en las estaciones internas pudiendo deberse a una menor salinidad del agua liberadas por el efluente como consecuencia de la incorporación de líquidos no salobres durante el tratamiento. Por otro lado, la proximidad del emisario a la desembocadura del río Guadacorte (ver introducción general) influye en la salinidad y conductividad del agua en la zona por lo que no podemos establecer una correlación clara con las aportaciones del emisario.

La temperatura es un factor ambiental determinante que afecta a los organismos y ecosistemas marinos. Afecta a la distribución de las poblaciones a pequeña y gran escala geográfica (Wilson, 1981), y determina la estructura de las comunidades y los ecosistemas (Glynn, 1988). La descarga de los efluentes térmicos puede inducir efectos drásticos e impredecibles en el medio marino dependiendo de la cantidad y la temperatura del material descargado, así como de las características climáticas, hidrológicas y biológicas del medio ambiente local (Lardicci *et al.*, 1999). Aunque existen numerosos estudios realizados sobre los efectos de la contaminación térmica sobre los arrecifes de coral (Roberts y Ormond, 1987; Chabanet *et al.*, 1997; Öhman y Rajasuriya, 1998), se conoce muy poco sobre el impacto de los efluentes térmicos sobre las comunidades rocosas intermareales.

En nuestro estudio se detectó una disminución de la diversidad de macrófitos y macrofauna en la zona afectada por el emisario. Los sustratos rocosos contaminados térmicamente pueden ser incapaces de albergar invertebrados sésiles o algas (Teixeira et al., 2009). El estudio proporcionó evidencias convincentes de que los efluentes térmicos pueden afectar a la estructura y distribución espacial de las comunidades. El área afectada por el incremento de temperatura presentó zonas con disminución de la cobertura de organismos bentónicos y zonas de roca desnuda. Según Mate (1997) la contaminación térmica es el principal factor en la reducción de la composición y abundancia de las comunidades bentónicas.

El macrófito *Ellisolandia elongata* es una de las especies predominantes en los intermareales rocosos de la bahía de Algeciras, sin embargo no se encuentra presente en la zona de afección. En contraposición, un alga calcárea no presente en otras zonas de la Bahía, *Titanoderma pustulatum*, presentó la mayor cobertura en la zona afectada. Las especies del género *Titanoderma* se caracterizan por formar talos constituidos por costras postradas, cuyo tejido está organizado de una manera dorsoventral e incluye un hipotalo o porción basal compuesta por células en empalizada. *Titanoderma* incluye al menos diez especies (Chamberlain, 1991). El alga *T. pustulatum* está descrita en la zona como un alga epífita, poco frecuente y con escasa cobertura respecto al total de la comunidad. Sin embargo, su evolución en la zona afectada podría ser considerada similar al de una especie oportunista o invasora. Algunos estudios han demostrado que las descargas térmicas pueden reducir la riqueza de especies de algas y fauna en la zona y aumentar la abundancia de las especies llamadas oportunistas o efímeras que altera la dinámica poblacional de las especies más abundantes (Devinny, 1980; Mahadevan, 1980; Verlaque et al, 1981; Bamber y Spencer, 1984; Suresh et al, 1993; Qian et al, 1993). Teixeira et al., (2009) detectaron en la zona afectada por el emisario la presencia de una alga calcárea (no identificada en el estudio) con cobertura dominante en la comunidad. En la zona de estudio *T. pustulatum* fue el alga dominante en el mediolitoral inferior y su cobertura llegó a ser del 100% durante la estación estival. Este alga calcárea podría presentar un incremento en la tasa de asimilación de carbonato cálcico como consecuencia del aumento de temperatura. Los cambios de temperatura en el agua pueden afectar a los procesos vitales que implican reacciones químicas y la

velocidad de éstas (un aumento de 10 grados centígrados puede doblar la velocidad de una reacción). Se ha detectado en el estudio que un aumento de la temperatura del agua puede incrementar la tasa de crecimiento de la especie, en marzo la cobertura era de 33,59% ($T^a=25,45$) aumentando en tan solo tres meses (julio) su cobertura a un 76,93% ($T^a=30,52$). La ausencia del resto de especies típicas de este nivel en las cercanías del emisario puede favorecer indirectamente el crecimiento de la especie por la ausencia de fenómenos de competencia.

Otros factor que puede actuar sinérgicamente con la temperatura es el vertido por parte de los emisarios térmicos de contaminantes químicos como el cloro, el cual puede influir sobre la densidad y / o la riqueza de la comunidad en el área afectada (Jenner *et al.*, 1997), y otros subproductos de la cloración (PBC) puede actuar como biocidas una vez que el agua residual se introduce en el océano. Las propiedades biocidas de estos oxidantes son bien conocidos, y, en principio, tanto microorganismos como macroorganismos puede quedar inhibidos en cualquier sitio dado (Teixeira *et al.*, 2009).

Por otro lado, algunos moluscos intermareales, con abundante presencia en la bahía, no se registraron en la zona de influencia del emisario. Particularmente, *Cymbula nigra* no estaba presente y *Patella caerulea* mostró densidades inferiores respecto a las estaciones alejadas del emisario. En general, los organismos bentónicos sésiles son considerados particularmente susceptibles a los efluentes térmicos, y un incremento de unos pocos grados centígrados puede amenazar su supervivencia (Laws, 1993; Logue *et al.*, 1995). La adaptación a las variaciones de temperatura resulta ser especialmente crítica para la supervivencia de las especies que se distribuyen en la zona intermareal (Somero, 2002). La temperatura ambiental influye en numerosos procesos biológicos en los organismos ectotermos, como el crecimiento, la reproducción y supervivencia (Hochachka y Somero, 2002).

En sentido opuesto, *Siphonaria pectinata* estaba presente en la zona de afección y mostró densidades y tallas muy superiores a las que suelen darse en zonas no perturbadas de la bahía de Algeciras. Rubal *et al.*, (2013) encontraron en su estudio sobre la influencia del aumento de la temperatura superficial del agua como

consecuencia del cambio climático sobre los invertebrados intermareales en la península ibérica que la especie subtropical, *S. pectinata*, había aumentado de su rango de distribución, mientras que otras especies boreales de agua fría mostraron un patrón contrario.

Además, la especie aumentó su rango de distribución verticalmente, ocupando el nivel mediolitoral inferior. Esto podría deberse a la mitigación de los fenómenos de competencia por el espacio y por el recurso trófico como consecuencia de la disminución de otras especies. En los ecosistemas intermareales el límite superior está controlado por factores físicos, tales como la desecación, mientras que el límite inferior está controlado por factores bióticos (Little and Kitching, 1996). En la zona de afección la mayoría de especies competidoras de *Siphonaria pectinata* no estaban presentes o sus densidades se hayan reducidas, por lo que *S. pectinata* pudo aumentar su rango de distribución de los niveles superiores a los inferiores. Los moluscos intermareales que viven restringidos a los niveles superiores son más tolerantes a las altas temperaturas, como sucede en la mayoría de especies del género *Siphonaria* (Allanson, 1958).

En el mes de julio se constató que el alga *T. pustulatum* pudo afectar negativamente a la cobertura de *Siphonaria pectinata* en la zona mediolitoral inferior. En los meses de octubre, enero y marzo la cobertura fluctuó entre un 30% a un 40% de media para el alga, mientras que *S. pectinata* mostró valores de cobertura entre un 19% a un 24% de media. Sin embargo, en el mes de julio la cobertura de alga aumentó drásticamente hasta valores que rondaban 77% de media, el doble de la cobertura registrada el resto del año. A su vez, la cobertura de *S. pectinata* disminuyó hasta un 5,6 % de cobertura media. La relación entre el decremento de *S. pectinata* frente al aumento en cobertura del alga coralinácea, puede deberse a las características del órgano ramoneador del molusco. La rádula presente en *S. pectinata* no tolera una elevada rugosidad del sustrato. Diversos estudios confirman que los moluscos pateliformes pulmonados poseen una estructura radular débil frente a la que se encuentra en los moluscos pateliformes prosobranquios (Ocaña y Fa, 2003). Como se comentó anteriormente, esta alga coralinácea es calcárea y presenta un crecimiento en altura, impidiendo que *S. pectinata* pueda ramonear sobre su superficie. Hemos constatado que su decremento no se debe a cambios en las condiciones ambientales, ni a cambios

autoecológicos, ya que en el nivel superior, donde *T. pustulatum* no estaba presente, no se registro una reducción de la densidad de *S. pectinata*.

En el nivel superior *Siphonaria pectinata* mostró densidades significativamente menores en las estaciones 128 y 256 respecto al resto de estaciones. Esta situación puede deberse a que el cambio en las características ambientales se produce bruscamente entre la estación 64 y la estación 128. A nivel temporal no se registraron diferencias significativas lo que apoya la hipótesis formulada anteriormente para el nivel inferior, donde se justificaban las razones de la disminución de *S. pectinata* durante el mes de julio como consecuencia del aumento de cobertura de *T. pustulatum*, ya que este alga no está presente en este nivel.

Los resultados proporcionan evidencias de que los emisarios térmicos causan una pérdida de la abundancia y número de especies bentónicas en la franja intermareal. Las posibles consecuencias deben ser investigadas en profundidad. Este impacto ecológico negativo puede ser controlado y mitigado por los planes de gestión ambiental. Además, los resultados pueden proporcionar información para evaluar los posibles impactos potenciales que el calentamiento global puede producir en las zonas costeras, el cual ya se han asociado con cambios negativos en numerosas comunidades marinas.



CAPÍTULO 3:

EFFECTOS DE LA ATENUACIÓN DE LA LUZ PRODUCIDO POR LAS ESTRUCTURAS ARTIFICIALES SOBRE LAS COMUNIDADES ROCOSAS SUBLITORALES E INTERMAREALES



1.- INTRODUCCIÓN

Las estructuras artificiales incluyen una amplia variedad de construcciones asociadas principalmente con el desarrollo en la franja litoral. Estas estructuras han sido construidas para proteger la costa (espigones, escolleras, revestimientos) y desarrollar funciones como el transporte (pantalanes, puentes con pilares, amarraderos). Los diques son un tipo de estructura de contención y están entre los hábitats marinos más comunes dentro de los estuarios urbanizados (Davis *et al.*, 2002; Chapman, 2003). Las secciones de los diques situadas bajo los pantalanes se encuentran potencialmente sujetas a diferentes condiciones ambientales (por ejemplo; luz, temperatura, lluvia y viento) respecto a las que se localizan fuera de su área de influencia. Los múltiples impactos de las estructuras artificiales construidas encima de otras estructuras artificiales, o en sus proximidades, y los efectos derivados de los impactos asociados generalmente se han pasado por alto en los estudios de perturbación ecológica (Blockley, 2007). Los pantalanes producen la atenuación de la incidencia de luz en sus proximidades como resultado del “apantallamiento” de la radiación solar sobre los sustratos adyacentes.

Un pantalán actúa a modo de extraplomo reduciendo los niveles de incidencia solar y permitiendo la presencia de organismos cuyo hábitat natural se corresponde con zonas de mayor profundidad. Este tipo de comunidades se encuentran cercanas al coralígeno y poseen un nivel alto de estructuración por lo que el grado de biodiversidad es elevado. El término coralígeno se utiliza para designar comunidades esciáfilas del piso circalitoral. Bajo dicho aspecto, el poblamiento coralígeno comprende numerosas especies vegetales y animales que se desarrollan en condiciones de luminosidad reducida. Es interesante mencionar la distinción descrita por Pérès y Picard (1964) sobre el coralígeno en el Mediterráneo. Distinguen un coralígeno del horizonte inferior de la roca litoral y un coralígeno de plataforma. El primero se desarrolla a una profundidad que puede ser asimismo notablemente inferior a aquella en la que comienza el piso circalitoral (razón por la cual se trata de un enclave del piso circalitoral en el piso infralitoral), y a veces de sólo algunos metros en el caso de cuevas, extraplomos, etc. En nuestro caso el pantalán provoca un efecto de sombreo similar al producido por un extraplomo natural. El objetivo del presente estudio es evaluar el efecto de sombreo que ejercen las estructuras artificiales sobre la estructura de las comunidades bentónicas, tanto intermareales como submareales.

2.- MATERIAL Y MÉTODOS

2.1.- ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó sobre los columnas del pantalán de la Central Térmica de Los Barrios y el tramo de escollera situado debajo de la estructura (figura 1). La central está localizada en el saco interno de la Bahía de Algeciras (Cádiz). Este muelle tiene como actividad principal la descarga de carbón con destino a La Central Térmica. Está diseñada para recibir grandes buques y permitir la descarga, carga, almacenamiento y transbordo de toda clase de materiales sólidos, así como operar con gases y toda clase de mercancía. La estructura presenta una longitud aproximada de 250m y una anchura máxima aproximada de 80m. La profundidad máxima alcanzada por las columnas del pantalán es de aproximadamente 30m pero en la zona donde se localizó el estudio, el calado máximo alcanzó los 15m. La profundidad de la escollera es de 9m. Las columnas están constituidas por hormigón mientras que la escollera se conforma por rocas dolomías procedentes de canteras.

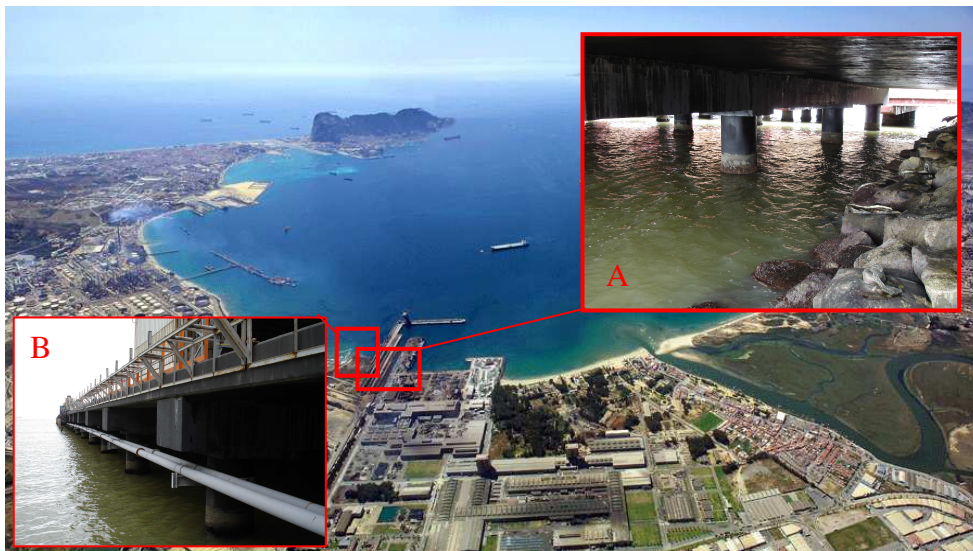


Figura 1: Localización de la zona de estudio en el interior de la bahía de Algeciras. A, vista exterior del pantalán. B, detalle de la escollera y columnas en la zona sombreada, debajo del pantalán.

2.2.- METODOLOGÍA DE MUESTREO

Las comunidades presentes en las columnas del pantalán fueron estudiadas siguiendo un gradiente de disminución de luz producido por la estructura y otro de profundidad, así como según la orientación (figura 2). El estudio del efecto de sombreado se realizó bajo diferentes niveles de intensidad de radiación (figura 3A). La zona con mayor intensidad de luz correspondía a la fila de columnas más externa de la estructura (fila izquierda), la fila contigua (fila media) estaba sometida a condiciones reducidas de luz, ya que se encontraba más tiempo influida por la sombra proyectada por el pantalán que la zona externa (fila izquierda), mientras que la fila siguiente (fila derecha) permanecía constantemente bajo la sombra. Respecto a la profundidad, se analizaron tres categorías: 2, 8 y 14m (figura 3B). Por tanto, cada estación se separó con una equidistancia de 6m. La profundidad total de las columnas en la zona de estudio es aproximadamente de 15m. La primera profundidad se situó a dos metros para disminuir el efecto del oleaje sobre ella. En cada una de las profundidades se estudiaron dos orientaciones opuestas; una orientada hacia el este y , por tanto, con una influencia mayor de luz al situarse hacia el exterior de la estructura, y otra orientada hacia el oeste, localizada en la cara opuesta y sometida a la sombra de toda la estructura y de la propia columna (figura 3C). En cada una de las filas se estudiaron tres columnas con las tres profundidades y dos orientaciones mencionadas. A su vez en cada columna, profundidad y orientación se tomaron cuatro fotografías (réplicas) con una superficie de 310 cm^2 (0.0310 m^2) por cada una de ellas (superficie total 1240 cm^2 : 0.124 m^2). 310 cm^2 es el área fotografiada por una Nikonos V equipada con objetivo 28 mm y lente de aproximación.

Para el estudio de las comunidades en la escollera bajo la influencia del factor luz se analizaron tres niveles con diferentes intensidad de luz: zona de luz; fuera de la influencia de la estructura, zona sombra-luz; situada en el borde del pantalán, influenciada por la luz y la sombra en función de la altura y posición del sol, y zona de sombra; sometida constantemente a la sombra proyectada por la estructura (figura 4). A su vez se estudiaron tres alturas diferentes respecto al nivel cero de marea, correspondientes al sublitoral (-7m a -5m), mediolitoral inferior (+0,25cm) y mediolitoral superior (+0,75cm). Para el estudio de la comunidad sublitoral sólo se estudió una profundidad debido a que la profundidad máxima de la escollera no

superaba los ocho metros. Las estaciones se localizaron a la mayor profundidad posible respetando que las comunidades no quedaran afectadas por el sedimento del fondo, manteniendo la misma orientación y la independencia entre rocas. En la zona sublitoral se utilizó la misma metodología empleada en las columnas del pantalán. Sin embargo para las comunidades de la zona intermareal la superficie muestreada fue de 25 x 25 cm, aunque la estima de la cobertura se siguió realizando por medio del análisis de imagen. El cálculo se estableció por medio de una cuadrícula con 25 subcuadrículas (fotografía 4, 5). En la zona intermareal se utilizó la misma metodología utilizadas para estas comunidades en todos los estudios de la tesis. Su área mínima de muestreo es la superficie calculada por otros estudios para las comunidades intermareales en esta zona geográfica (Guerra *et al.*, 2006). Se analizaron un total de cuatro réplicas en cada nivel de intensidad de luz y profundidad. Las réplicas se repartieron en rocas independientes con la finalidad de evitar problemas de pseudorreplicación.

2.3.- ESTUDIO DE LOS VALORES DE INTENSIDAD LUMÍNICA

La intensidad de la radiación que llega a la Tierra es variable en tiempo y espacio, depende de la hora del día y la época del año (altura del Sol y duración del día), de la latitud (más intensa entre ecuador y trópicos), de la altura (se incrementa con la altura), del espesor de la capa de ozono (a mayor concentración de O₃ menor radiación UV-B), del clima (en un día nublado se recibe en general menos radiación que en un día soleado), de la contaminación atmosférica (mayor contaminación, menor radiación) y del "albedo", o capacidad reflectiva de la superficie. Debido a esta variabilidad natural, la cuantificación en la zona de estudio se realizó de forma puntual, ya que establecer un valor medio de la radiación solar recibida resulta complejo al depender de numerosos factores. La medida puntual permite determinar, a través de una cuantificación relativa, la diferencia de radiación solar entre unas estaciones y otras.

Para la medición de la luz que es aprovechada por las algas (radiación PAR) se debe emplear un quantómetro sumergible, que es un sensor que mide la cantidad de luz que llega expresada en micromoles de fotones por metro cuadrado y por segundo de radiación visible (Edding *et al.*, 2006). Este tipo de sensores submarinos mide tanto la luz incidente en la columna de agua como la luz reflejada desde el fondo.

Para evaluar las posibles diferencias de intensidad lumínica entre las distintas estaciones analizadas se midió la radiación PAR (*Photosynthetically Active Radiation*) incidente, también denominada, Radiación Fotosintéticamente Activa (RFA) y equivale a la cantidad de radiación situada dentro del rango capaz de producir actividad fotosintética en las plantas y otros organismos fotosintéticos como microalgas y bacterias. Este rango es el comprendido aproximadamente entre los 400 y los 700 nanómetros y se corresponde, también aproximadamente, con el espectro visible.

Las mediciones precisas de la Radiación Fotosintéticamente Activa (PAR, 400-700 nm) en los ambientes acuáticos se llevaron a cabo utilizando el luxómetro Li-250 de la marca LICOR. Este medidor se utiliza junto con un sensor (*LI 193 Underwater Spherical Quantum Sensor*). Al ser esférico es capaz de medir el flujo de fotones en todas las direcciones. Estos sensores han sido utilizados extensivamente por limnólogos, oceanógrafos y biólogos que realizan estudios acuáticos de productividad y perfiles verticales

Las mediciones se realizaron bajo el agua a una profundidad aproximada de unos 5m. Se tomaron medidas en cada una de las columnas (izquierda, media y derecha), en las dos orientaciones (este y oeste) y en las tres posiciones de la escollera (luz, sombra-luz y sombra). Se realizaron un total de diez mediciones en cada uno de los puntos.

Para comparar los valores medios obtenidos entre las distintas estaciones se utilizó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis, ya que no se cumplió normalidad. El análisis estadístico se realizó mediante el programa SPSS 15.0.

2.4.- ESTUDIO DEL EFECTO DEL HIDRODINAMISMO

Para la estima del hidrodinamismo en la zona se ha utilizado el método de “*plaster dissolution*” descrito por Muus (1968) y modificado por Gambi *et al.* (1989). Fundamentalmente consiste en la medida de la pérdida de peso de esferas de escayola durante un período de exposición en el medio. No es un método de gran precisión pero, sin embargo, permite una aproximación a lo que ocurre en el medio y, especialmente, comparar unas zonas con otras.

Las esferas están compuestas de una masa de escayola a la que antes de solidificar se le introduce una varilla metálica con una etiqueta numerada. Posteriormente se secan en la estufa durante 24 horas a 70°C y se pesan. Tras su recolección son secadas en la estufa durante 24 horas a 70°C y posteriormente pesadas.

La escayola sufre una pérdida de masa al introducirla en el agua, por lo que es preciso calibrar esta pérdida con el objeto de diferenciarla de la producida por el hidrodinamismo. Como en nuestro estudio la temperatura del agua era la misma en toda el área analizada, la pérdida de masa por el efecto del agua es la misma en todas las bolas, por tanto las diferencias de peso encontradas se deben exclusivamente a diferencias hidrodinámicas.

DF es la pérdida de peso debido exclusivamente al hidrodinamismo, en nuestro caso $DF = Me$, donde Me es la pérdida de peso durante la exposición en el medio y es convertida a “equivalentes de velocidad del agua” (V) según la función de Bailey-Brock (1979): $= 3,65 \times (DF - 1)$.

Las esferas se colocaron en tres columnas del pantalán (izquierda, media, derecha) y por cada columna en dos orientaciones (este y oeste). A su vez, también se instalaron en tres puntos de la escollera (Luz, Sombra-luz y Sombra). Por cada estación, se colocaron un total de cuatro esferas a modo de réplicas.

Para comparar los valores medios obtenidos entre las distintas estaciones se utilizó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis, ya que no se cumplió normalidad. El análisis estadístico se llevó a cabo con el programa SPSS 15.0.

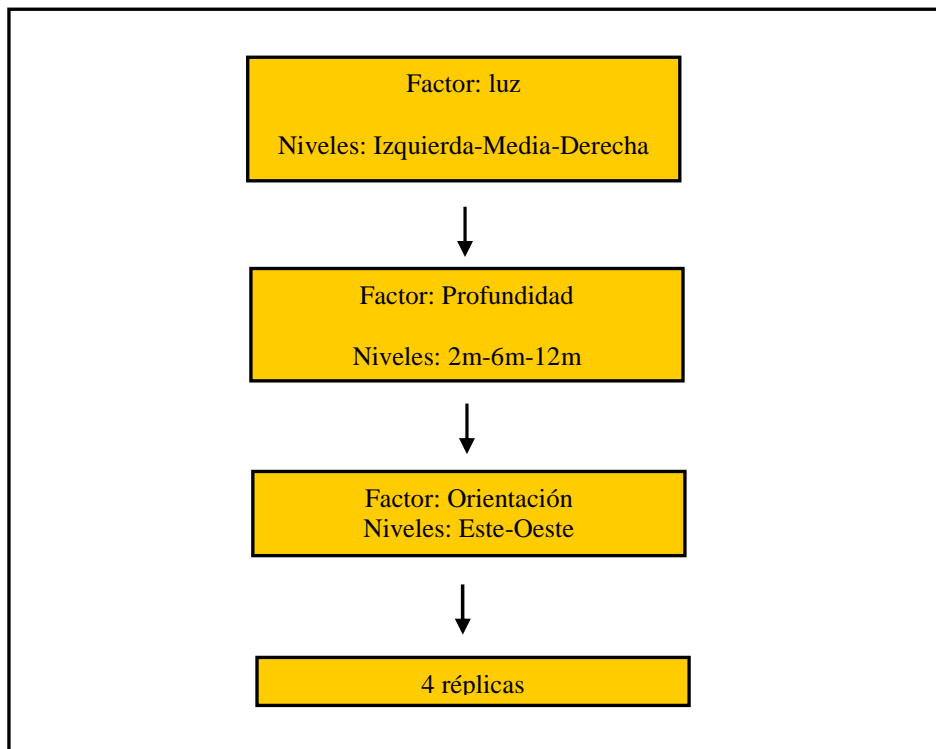


Figura 2: Esquema de los factores y los niveles analizados en el estudio de las comunidades sobre los columnas del pantalán

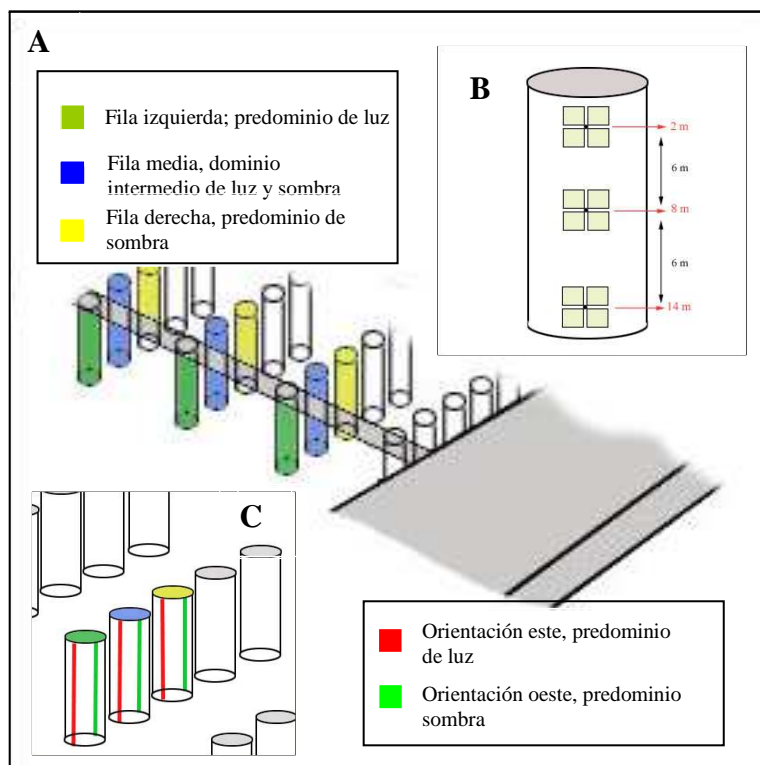


Figura 3: Esquema de la metodología utilizada para el muestreo de las comunidades sobre las columnas del pantalán.

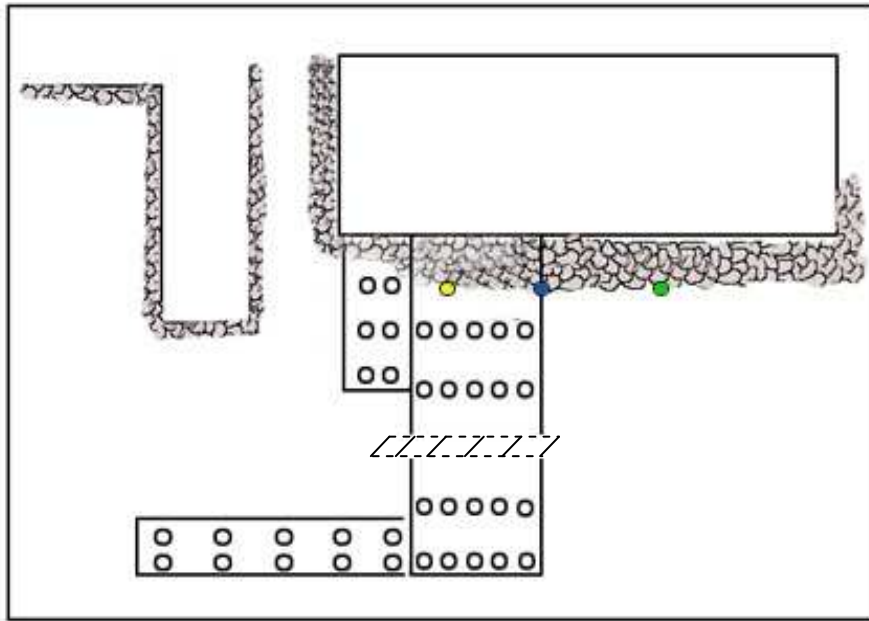


Figura 4: Distribución de estaciones para el muestreo de las comunidades sobre la escollera bajo el pantallón. Punto amarillo: zona de sombra; Punto azul: zona sombra-luz; Punto verde: zona de luz; Puntos blancos: vista cenital de las columnas. Línea discontinua: zona no representada del pantallón debido a su gran extensión.

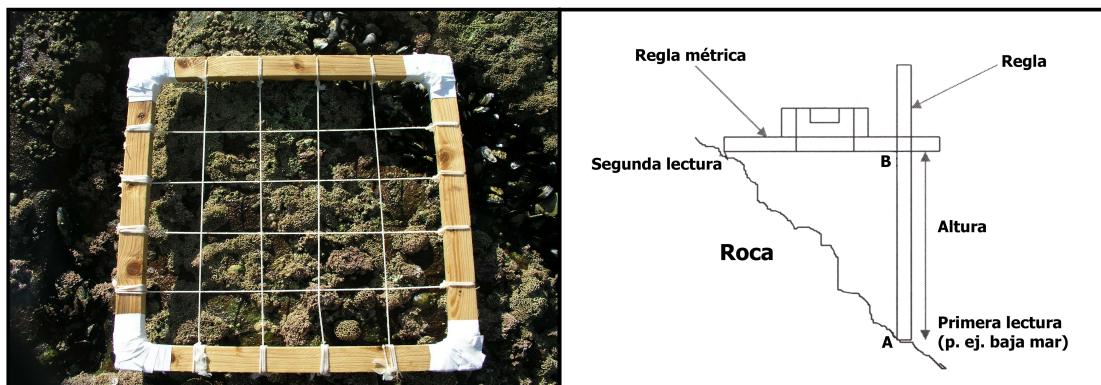


Figura 5.- Derecha: detalle de las cuadrículas utilizadas para la estima de cobertura. Izquierda: esquema de la metodología utilizada para el cálculo de las diferentes alturas.

2.5- TRATAMIENTO DE LA INFORMACIÓN

2.5.1- Análisis univariante

El número total de especies (S) y el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') (Shannon y Weaver, 1963) fueron calculados a partir de los datos de cobertura estimados in situ y a partir de técnicas de análisis de imagen para el caso de las fotografías tomadas sobre las columnas del pantalán. También se calculó la media de las cuatro réplicas y su desviación estándar. Todos los análisis univariantes fueron realizados mediante el programa informático PRIMER 6. Los análisis de frecuencia de tallas se realizaron mediante el programa SPSS 15.0. Para detectar posibles diferencias en las variables estudiadas se realizaron tests ANOVA, verificando la homogeneidad de varianzas mediante el test de Cochran. Estos análisis univariantes se llevaron a cabo mediante el paquete GMAV© 5.0. En el diseño para el estudio de las comunidades sobre las columnas del pantalán se consideró (1) el factor “luz”, fijo y ortogonal en relación a los otros factores (tres niveles: fila izquierda, fila media, fila derecha); (2) el factor “sitio” como aleatorio y anidado al factor luz (cuatro niveles: Si1, Si2, Si3); (3) el factor “profundidad” como fijo y ortogonal en relación a los otros factores (tres niveles: 2m, 8m, 14m) y (4) el factor “orientación” como fijo y ortogonal en relación a los otros factores (dos niveles: este y oeste). Respecto al estudio de las comunidades sobre las escolleras se consideró (1) el factor “luz”, fijo y ortogonal en relación a los otros factores (tres niveles: luz, sombra-luz, sombra); (2) el factor “hábitat” fijo y ortogonal en relación a los otros factores (tres niveles: sublitoral, mediolitoral inferior, mediolitoral superior).

2.5.2 Análisis multivariante

Para analizar las afinidades entre estaciones en base a los datos biológicos se ha empleado el índice de similaridad de Bray-Curtis (Bray y Curtis, 1957). Este índice posee la propiedad de no estar afectado por las dobles ausencias de taxones, de incluir las presencias simples, y de no variar su valor con un cambio en la escala de medidas (Clarke y Warwick, 1994). A partir de la matriz de similaridad, las estaciones se clasificaron mediante un análisis MDS utilizando el algoritmo de agrupación UPGMA (unweighted pairgroup method using arithmetic averages). Así mismo, el coeficiente de

estrés de Kruskal se usó para determinar la fiabilidad de la ordenación (Kruskal y Wish, 1978). Este tipo de análisis es relativamente sencillo de interpretar ya que gráficamente puede observarse que las estaciones más próximas son las más parecidas entre sí (según la composición de sus comunidades, tanto desde un punto de vista cualitativo como cuantitativo).

Se realizó un análisis multivariante permutacional de la varianza o PERMANOVA (Anderson, 2001), para datos multivariados. PERMANOVA es una prueba no paramétrica que permite a partir del “p-valor” obtenido en el análisis, establecer la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre dos o más grupos, en función de una medida de distancia preestablecida (Anderson, 2001), en este caso la distancia Bray-Curtis, muy usada en este tipo de análisis.

La contribución de las especies a la diferenciación o similitud entre grupos se estudio mediante el análisis SIMPER (“similarity percentages”). A través de este análisis se detectaron las especies que contribuyen a las diferencias en la estructura de las comunidades.

3.- RESULTADOS

3.1.- ESTUDIO DE LOS VALORES DE INTENSIDAD LÚMINICA

El análisis de la Radiación PAR en la zona de estudio mostró diferencias significativas entre los puntos extremos del gradiente. Los datos no cumplían la condición de normalidad, por tanto, se aplicó un test no paramétrico, en particular el test de Kurskal Wallis. En las columnas del pantalán se registraron diferencias significativas ($K=21,649$; $p<0,001$). Estas diferencias se registraron entre las estaciones de la fila izquierda, equivalente a la zona de menor influencia de la estructura, y las estaciones de la fila derecha, las cuales permanecían permanentemente en sombra ($K=14,286$; $p<0,001$). También se detectaron entre las estaciones de la fila izquierda y las de la fila media ($K=12,623$; $p<0,001$), y respecto a las de la fila media y las de la fila derecha ($K=7,000$; $p<0,005$). Por otro lado, esta variación también se encontró en el área de la escollera ($K=25,301$; $p<0,001$), detectándose diferencias significativas entre las estaciones denominadas “Luz” y “Luz-Sombra” ($K=13,166$; $p<0,001$), “Luz” y “Sombra” ($K=14,286$; $p<0,001$), y, “Luz-Sombra” y “Sombra” ($K=14,286$; $p<0,001$). No se detectaron diferencias significativas entre las estaciones orientadas al este, con mayor predominio de luz, y las orientadas al oeste, con mayor predominio de sombra ($K=10,125$; $p<0,091$). A pesar de que no se registraron diferencias, los valores de radiación siempre fueron inferiores en la zona oeste respecto a la zona este en cada uno de las columnas.

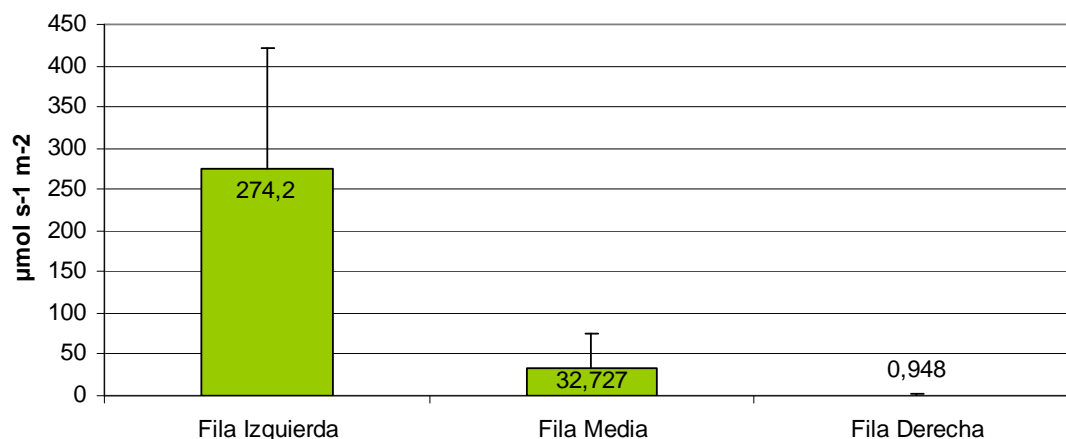


Figura 6: Valores de radiación PAR ($\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$) registrados en las columnas del pantalán. N total por nivel=10.

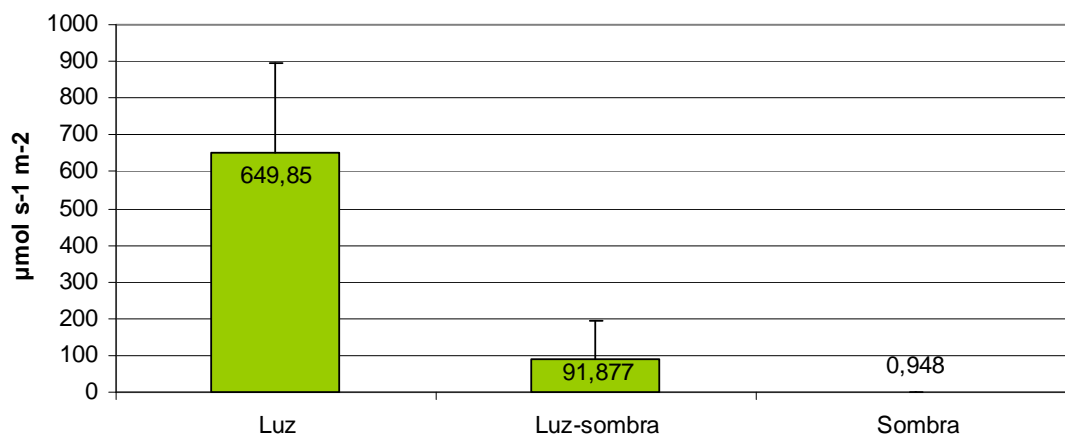


Figura 7: Valores de radiación PAR ($\mu\text{mol s}^{-1} \text{ m}^{-2}$) registrados en la escollera. N total por nivel=10.

3.2.- ESTUDIO DEL EFECTO DEL HIDRODINAMISMO

La evaluación del hidrodinamismo en la zona de estudio demostró que no existen diferencias significativas (Test ANOVA: $F=2,101$, $p<0,096$) entre las distintas estaciones y que, por tanto, la intensidad del flujo de la corriente puede considerarse muy similar entre estaciones. Esta información resulta especialmente relevante para aquellas estaciones con distinta orientación, ya que permite descartar el hidrodinamismo como un factor dominante.

3.3.- ANÁLISIS DE LAS COMUNIDADES BIOLÓGICAS

3.3.1.- Análisis descriptivo

A partir de los datos de cobertura relativa obtenidos en cada una de las estaciones se estimó la diversidad por medio del cálculo del índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') (Shannon y Weaver, 1963) y el número total de especies (S). Los resultados obtenidos en las columnas mostraron una mayor diversidad (H') y número de especies (S) a la profundidad de 14m respecto a las otras profundidades estudiadas (2m

y 8m) en las estaciones orientadas hacia el este (figuras 8, 9). Sin embargo, al analizar las estaciones orientadas hacia el oeste, la diversidad y número de especies resultaron mayores a una profundidad de 8m. Respecto al gradiente de luz, las comunidades más iluminadas (fila izquierda) fueron más diversas y presentaron un mayor número de especies en ambas orientaciones que las registradas en zonas menos iluminadas (filas media y derecha). Este patrón no se cumplió para las comunidades orientadas hacia el oeste.

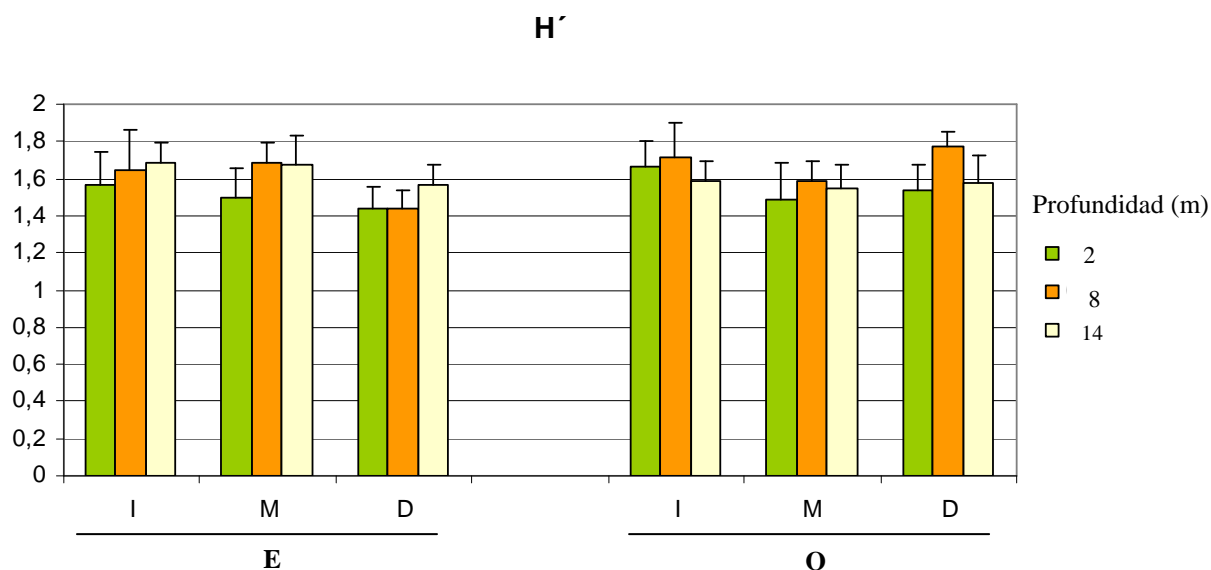


Figura 8. Valores para el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') registrados en las columnas del pantalán. I: fila izquierda, M: fila media y D: fila derecha. Los datos que se muestran corresponden a los valores medios (\pm SD) de las 12 réplicas totales por fila y profundidad (3 columnas x 4 réplicas) agrupados en función de la orientación. E: este, O: oeste.

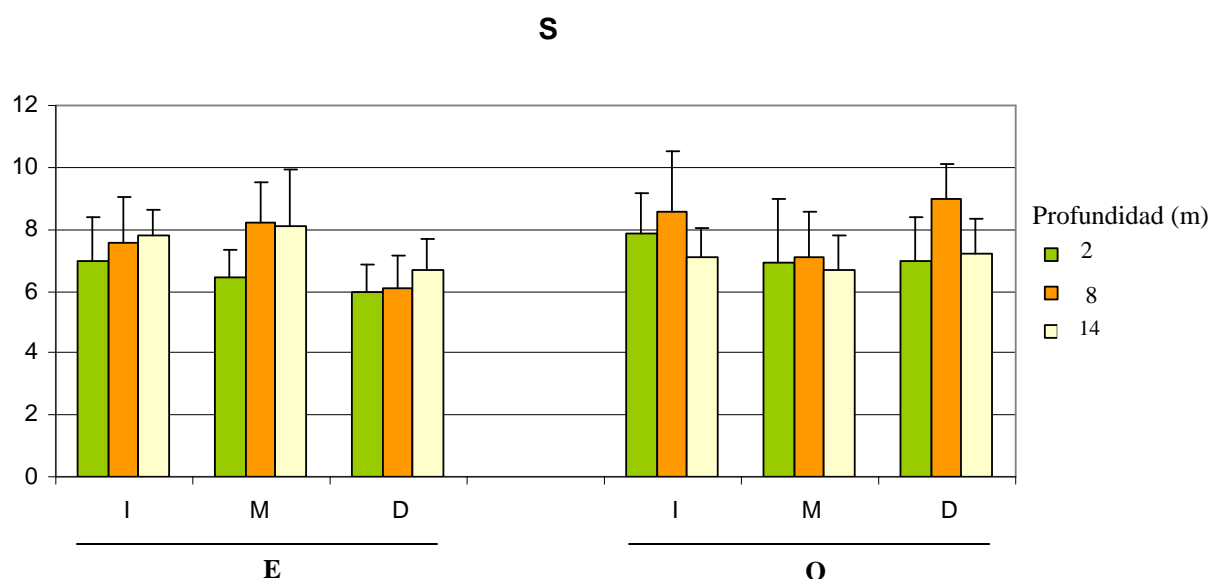


Figura 9. Número de especies registradas (S) en las columnas del pantalán. I: fila izquierda, M: fila media y D: fila derecha. Los datos que se muestran corresponden a los valores medios (\pm SD) de las 12 réplicas totales por fila y profundidad (3 columnas x 4 réplicas) agrupados en función de la orientación. E: este, O: oeste.

En la zona de la escollera los valores para el índice de diversidad y el número de especies fueron mayores en las comunidades sublitorales respecto a los registrados en las comunidades intermareales, especialmente en el cinturón mediolitoral superior. Respecto al factor luz, las estaciones situadas en la zona de transición “Sombra-Luz” presentaron mayor diversidad y número de especies (figuras 10, 11). Este patrón no se cumplió en el caso de la franja mediolitoral superior. Las comunidades de este nivel mostraron una mayor diversidad y número de especies en la zona de “Luz” y los valores más bajos se registraron en la zona de sombra.

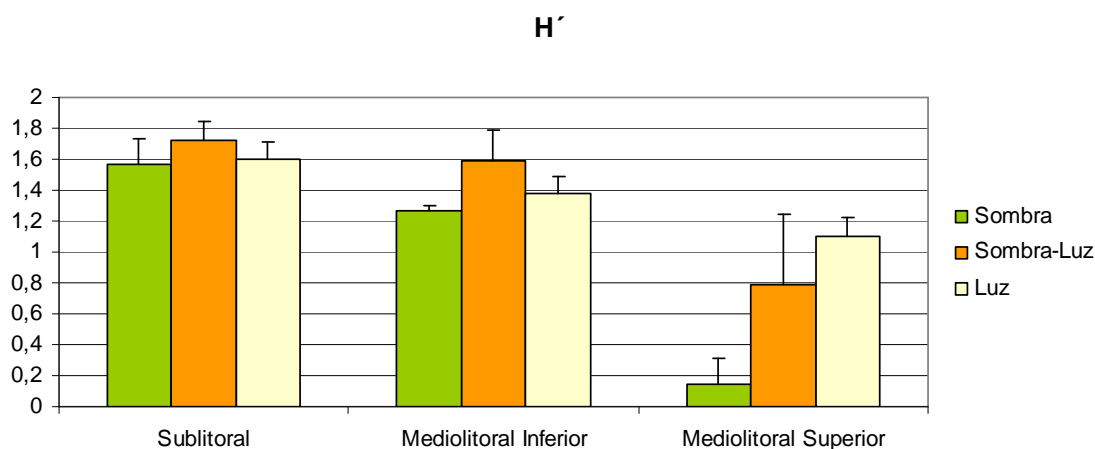


Figura 10.- Valores para el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') registrados en la escollera bajo el pantalán para cada uno de los niveles de altura analizados sometidos a diferentes intensidades de luz. Los datos que se muestran corresponden a los valores medios (\pm SD) de las 4 réplicas totales por nivel de altura e intensidad de luz.

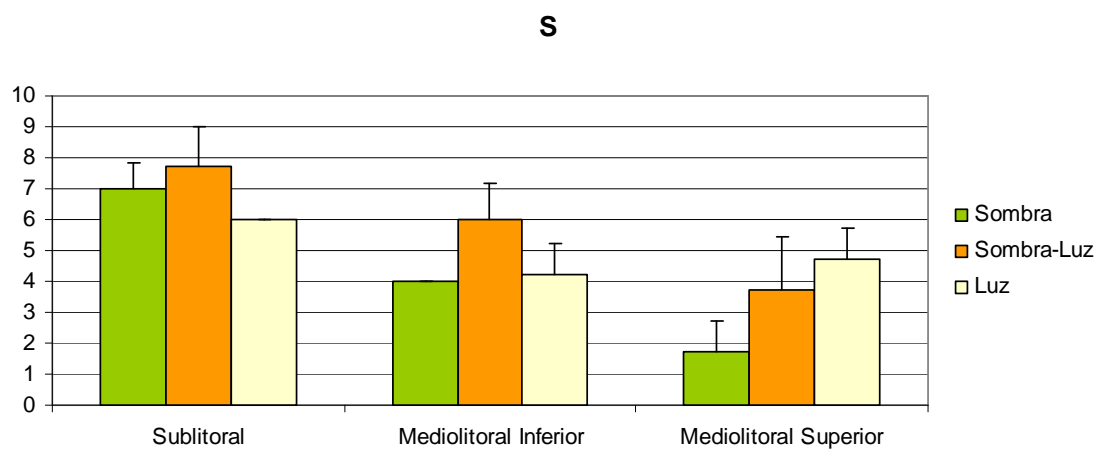


Figura 11.- Número de especies registradas (S) registrados en la escollera bajo el pantalán para cada uno de los niveles de altura analizados sometidos a diferentes intensidades de luz. Los datos que se muestran corresponden a los valores medios (\pm SD) de las 4 réplicas totales por nivel de altura

3.3.2.- Análisis multivariantes

Para conocer el grado de similitud entre las comunidades en función de los distintos factores estudiados se realizó un análisis de ordenación MDS basado en el índice de similitud de Bray-Curtis, el cuál compara las coberturas relativas de todas las especies registradas en todas las estaciones estudiadas.

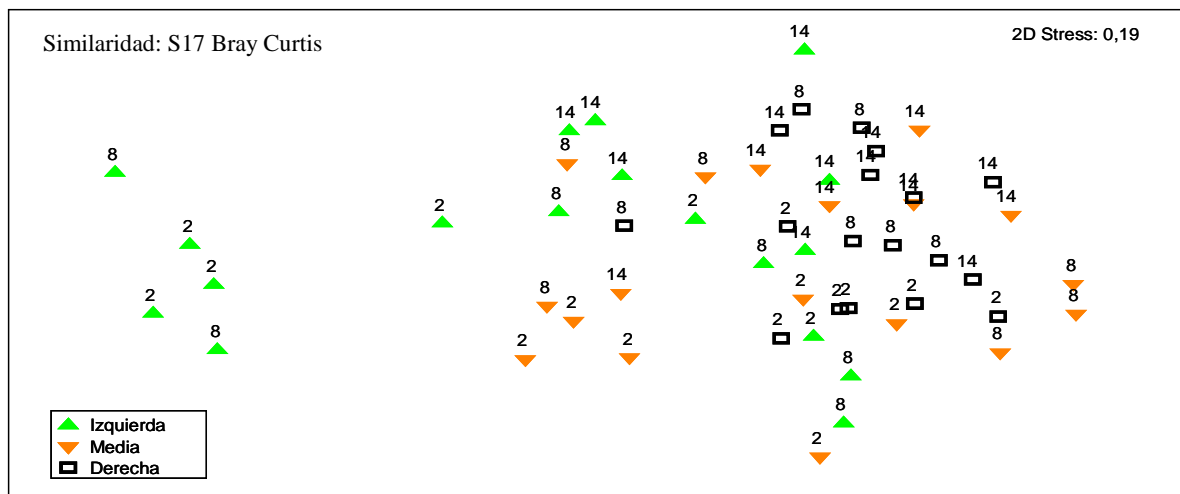


Figura 12. Análisis de ordenación MDS para las comunidades asentadas en las columnas. 2: profundidad 2m, 8: profundidad 8m y 14; profundidad 14m.

El análisis de ordenación MDS realizado sobre los datos obtenidos del estudio de las comunidades asentadas sobre las columnas del pantalán, mostró una segregación relativa en horizontal de las estaciones de la fila izquierda respecto a las estaciones de la fila media y derecha (figuras 12). Estas dos últimas filas no presentaron ningún patrón claro de segregación y el análisis muestra una similitud entre comunidades. Si se examina la distribución de las estaciones en vertical, se observa una suave tendencia de las estaciones a segregarse en función del gradiente de profundidad estudiado. En la parte superior se sitúan las estaciones más profundas y siguiendo en vertical hacia abajo, aparecen primero las estaciones situadas a 8m y por ultimo las localizadas a 2m. También puede observarse que las estaciones de la fila izquierda son las que se encuentran más separadas, después las de la fila media que, respecto a las primeras, presentan una mayor agregación y por último las de la fila derecha que son las que se encuentran más agrupadas.

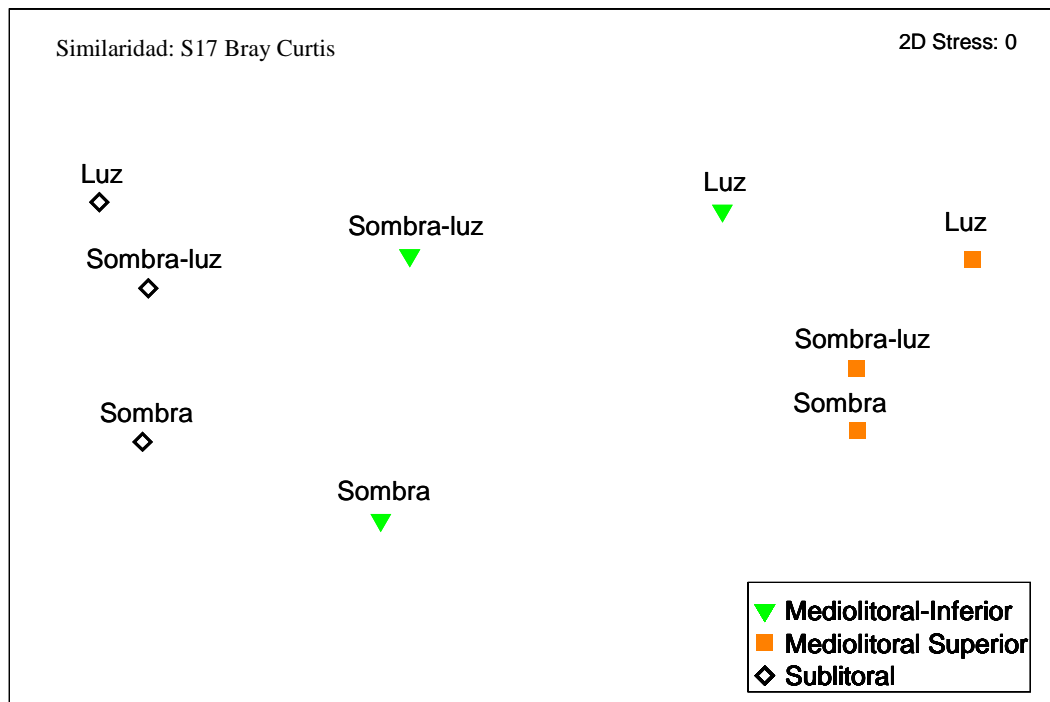


Figura 13. Análisis de ordenación MDS para las comunidades asentadas en la escollera.

El análisis de ordenación MDS para las comunidades asentadas sobre la escollera, reveló dos gradientes bien diferenciados (figura 13). Por un lado, en sentido de derecha a izquierda, se encuentran las estaciones del mediolitoral superior, las estaciones del mediolitoral inferior y, por último, las estaciones del sublitoral. Por otro lado, empezando por arriba, se encuentran las estaciones localizadas en la zona “Luz”, después las estaciones de la zona “Sombra-Luz” y, en la parte inferior, las estaciones de la zona “Sombra”.

3.4.- LISTADO DE ESPECIES

A continuación se incluye dos tablas con las diferentes especies encontradas en las comunidades de las columnas del pantalán y la escollera durante el estudio.

Tabla. 1.- Listado de especies para las comunidades presentes en las columnas. Se indica la presencia (+) o ausencia () de cada una de ellas en cada una de las estaciones estudiadas. Fila: I (izquierda), M (media), D (derecha); Profundidad: 2, 8, 14; Sitio: Si1, Si2, Si3; Orientación: E, W.

	I2-S1E	I2-S1W	I2-S2E	I2-S2W	I2-S3E	I2-S3W	I8-S1E	I8-S1W	I8-S2E	I8-S2W	I8-S3E	I8-S3W
<i>Aiptasia mutabilis</i>	+	+	+	+	+		+		+		+	
<i>Aplidium proliferum</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Balanus perforatus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Botryllus leachi</i>	+	+	+	+	+		+		+		+	
Briozoo												
<i>Clavelina lepadiformis</i>	+		+	+	+	+				+	+	+
<i>Corynactis viridis</i>			+	+								
<i>Crambe crambe</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Dysidea avara</i>		+		+								
<i>Hemimyscale columella</i>								+	+	+	+	+
Hidrozoos	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Hornera frondiculata</i>												
<i>Mytilus spp.</i>	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	
<i>Oscarella lobularis</i>		+		+					+	+	+	+
<i>Phallusia sp.</i>										+		+
<i>Phorbas tenacior</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Sabella spallanzanii</i>												
<i>Salmacina disteri</i>		+		+		+		+		+	+	+
<i>Serpula vermicularis</i>										+		+

Tabla. 1.- Listado de especies para las comunidades presentes en las columnas. Se indica la presencia (+) o ausencia () de cada una de ellas en cada una de las estaciones estudiadas. Fila: I (izquierda), M (media), D (derecha); Profundidad: 2, 8, 14; Sitio: Si1, Si2, Si3; Orientación: E, W.

	I14-S1E	I14-S1W	I14-S2E	I14-S2W	I14-S3E	I14-S3W	M2-S1E	M2-S1W	M2-S2E	M2-S2W	M2-S3E	M2-S3W
<i>Aiptasia mutabilis</i>	+		+		+	+						
<i>Aplidium proliferum</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Balanus perforatus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Botryllus leachi</i>	+			+			+	+	+	+	+	+
<i>Briozoo</i>												+
<i>Clavelina lepadiformis</i>								+				+
<i>Corynactis viridis</i>												
<i>Crambe crambe</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Dysidea avara</i>		+			+	+						
<i>Hemimyscale columella</i>												
Hidrozoos	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Hornera frondiculata</i>	+											
<i>Mytilus spp.</i>					+		+	+	+	+	+	
<i>Oscarella lobularis</i>	+		+	+								+
<i>Phallusia sp.</i>												
<i>Phorbates tenacior</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Sabella spallanzanii</i>			+		+	+						
<i>Salmacina disteri</i>	+	+		+		+		+				+
<i>Serpula vermicularis</i>												

Tabla. 1.- Listado de especies para las comunidades presentes en las columnas. Se indica la presencia (+) o ausencia () de cada una de ellas en cada una de las estaciones estudiadas. Fila: I (izquierda), M (media), D (derecha); Profundidad: 2, 8, 14; Sitio: Si1, Si2, Si3; Orientación: E, W.

	M8-S1E	M8-S1W	M8-S2E	M8-S2W	M8-S3E	M8-S3W	M14-S1E	M14-S1W	M14-S2E	M14-S2W	M14-S3E	M14-S3W
<i>Aiptasia mutabilis</i>	+		+					+				
<i>Aplidium proliferum</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Balanus perforatus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Botryllus leachi</i>	+		+		+	+	+		+		+	
<i>Briozoo</i>												
<i>Clavelina lepadiformis</i>				+	+	+	+					
<i>Corynactis viridis</i>								+				
<i>Crambe crambe</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Dysidea avara</i>	+							+		+		
<i>Hemimyscale columella</i>						+						
Hidrozoos	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Hornera frondiculata</i>								+		+		+
<i>Mytilus spp.</i>					+						+	
<i>Oscarella lobularis</i>	+	+									+	
<i>Phallusia sp.</i>			+	+		+			+			
<i>Phorbates tenacior</i>	+	+	+		+		+	+	+	+	+	
<i>Sabella spallanzanii</i>			+		+		+		+			
<i>Salmacina disteri</i>	+	+	+	+		+	+		+	+	+	+
<i>Serpula vermicularis</i>		+		+					+		+	

Tabla. 1.- Listado de especies para las comunidades presentes en las columnas. Se indica la presencia (+) o ausencia () de cada una de ellas en cada una de las estaciones estudiadas. Fila: I (izquierda), M (media), D (derecha); Profundidad: 2, 8, 14; Sitio: Si1, Si2, Si3; Orientación: E, W.

	D2-S1E	D2-S1W	D2-S2E	D2-S2W	D2-S3E	D2-S3W	D8-S1E	D8-S1W	D8-S2E	D8-S2W	D8-S3E	D8-S3W
<i>Aiptasia mutabilis</i>				1						3		+
<i>Aplidium proliferum</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Balanus perforatus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Botryllus leachi</i>	+	+		+						+		
<i>Briozoa</i>										+		
<i>Clavelina lepadiformis</i>	+	+	+		+	+		+		+		
<i>Corynactis viridis</i>												
<i>Crambe crambe</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Dysidea avara</i>								+		+		+
<i>Hemimyscale columella</i>		+										
Hidrozoa	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Hornera frondiculata</i>								+			+	+
<i>Mytilus spp.</i>			+		+	+				+	+	
<i>Oscarella lobularis</i>												
<i>Phallusia sp.</i>								+		+		+
<i>Phorbas tenacior</i>			+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Sabella spallanzanii</i>												
<i>Salmacina disteri</i>	+	+		+			+	+	+	+	+	
<i>Serpula vermicularis</i>							+	+	+	+		

Tabla. 1.- Listado de especies para las comunidades presentes en las columnas. Se indica la presencia (+) o ausencia () de cada una de ellas en cada una de las estaciones estudiadas.

Fila: I (izquierda), M (media), D (derecha); Profundidad: 2, 8, 14; Sitio: Si1, Si2, Si3; Orientación: E, W.

	D14-S1E	D14-S1W	D14-S2E	D14-S2W	D14-S3E	D14-S3W
<i>Aiptasia mutabilis</i>					+	
<i>Aplidium proliferum</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Balanus perforatus</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Botryllus leachi</i>	+			+	+	+
<i>Briozoo</i>						
<i>Clavelina lepadiformis</i>		+				
<i>Corynactis viridis</i>						
<i>Crambe crambe</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Dysidea avara</i>	+			+	+	+
<i>Hemimyscale columella</i>						
Hidrozoo	+	+	+	+	+	+
<i>Hornera frondiculata</i>	+		+	+		+
<i>Mytilus spp.</i>			+			
<i>Oscarella lobularis</i>						
<i>Phallusia sp.</i>						
<i>Phorbastenia tenacior</i>	+	+		+		+
<i>Sabella spallanzanii</i>			+			
<i>Salpinctes dysteri</i>	+	+	+	+	+	
<i>Serpula vermicularis</i>						

Tabla. 2.- Listado de especies para las comunidades presentes en la escollera. Se indica la presencia (+) o ausencia () de cada una de ellas en cada una de las estaciones estudiadas.

Luz: L (luz), SL (sombra-luz), S (sombra); Nivel: I (infralitoral), NI (nivel mediolitoral inferior), NS (nivel mediolitoral superior).

	L-I	SL-I	S-I	L-NI	SL-NI	S-NI	L-NS	SL-NS	S-NS
<i>Aiptasia mutabilis</i>	+	+							
<i>Aplidium proliferum</i>	+	+	+						
<i>Balanus perforatus</i>	+	+	+		+	+			
<i>Botryllus leachi</i>		+							
<i>Chthamalus stellatus</i>				+			+	+	+
Cianobacteria	+	+							
<i>Clavelina lepadiformis</i>			+						
<i>Corallina elongata</i>				+					
<i>Crambe crambe</i>		+	+		+	+			
<i>Cymbula nigra</i>					+				
<i>Gelidium sp.</i>					+				
Hidrozoos	+	+	+						
<i>Lithophyllum spp.</i>	+	+			+				
<i>Littorina sp.</i>							+		
<i>Mytilus spp.</i>				+	+	+	+	+	
<i>Oscarella lobularis</i>		+	+						
<i>Patella caerulea</i>				+	+		+	+	
<i>Patella rustica</i>							+	+	+
<i>Phorbastenor</i>		+	+						
<i>Ralfsia verrucosa</i>				+	+			+	
<i>Salmacina disteri</i>		+	+						
<i>Siphonaria pectinata</i>							+	+	+

3.5.- ANÁLISIS UNIVARIANTE

El análisis estadístico de los valores del índice de diversidad de Shannon (H') y el número de especies (S) se realizó mediante un test ANOVA. Este test permite la comparación de medias a partir del análisis de la varianza. En nuestro estudio se aplicó un modelo ANOVA factorial, ya que en el diseño se tuvieron en cuenta más una variable independiente o factor. El resultado del ANOVA para el índice de diversidad de Shannon mostró que existen diferencias significativas en la H' para el factor luz y profundidad y en el número de especies para el factor profundidad. Así mismo, aparece una interacción luz-orientación para ambas variables y una interacción orientación-profundidad-sitio para la H' (tabla 3).

Tabla 3.- Resultados del ANOVA factorial para el número de especies y diversidad de Shannon en las columnas. MS=media cuadrática; P=nivel de significación; df=grados de libertad.

Source of variation	df	Diversidad de Shannon (H')			Nº especies (S)		
		MS	F	P	MS	F	P
Lu	2	112635,93	5,64	0,041*	5,79	2,43	0,168
Si(lu)	6	19972,78	1,13	0,35	2,38	1,41	0,217
Pr	2	171219,72	5,61	0,019*	10,72	6,42	0,012*
Or	1	40044,5	1,62	0,249	6,32	5,69	0,054
LuxPr	4	13188,7	0,43	0,782	0,68	0,41	0,797
LuxOr	2	178128,16	7,22	0,025*	16,11	14,51	0,005**
PrxSi (Lu)	12	30500,9	1,73	0,071	1,66	0,99	0,465
OrxSi (Lu)	6	24672,31	1,4	0,223	1,11	0,66	0,684
PrxOr	2	111988,07	2,99	0,088	8,52	3,1	0,082
LuxPrxOr	4	41606,71	1,11	0,395	3,43	1,25	0,342
OrxPrxSi(Lu)	12	37430,06	2,12	0,021*	2,75	1,63	0,094
RESIDUAL	108	17679,09			1,69		
TOTAL	161						
Cochran`s C-test		C=0,079;NS			C =0,076;NS		
Transformación		Ninguna			Ninguna		

NS: no significativo; * $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$

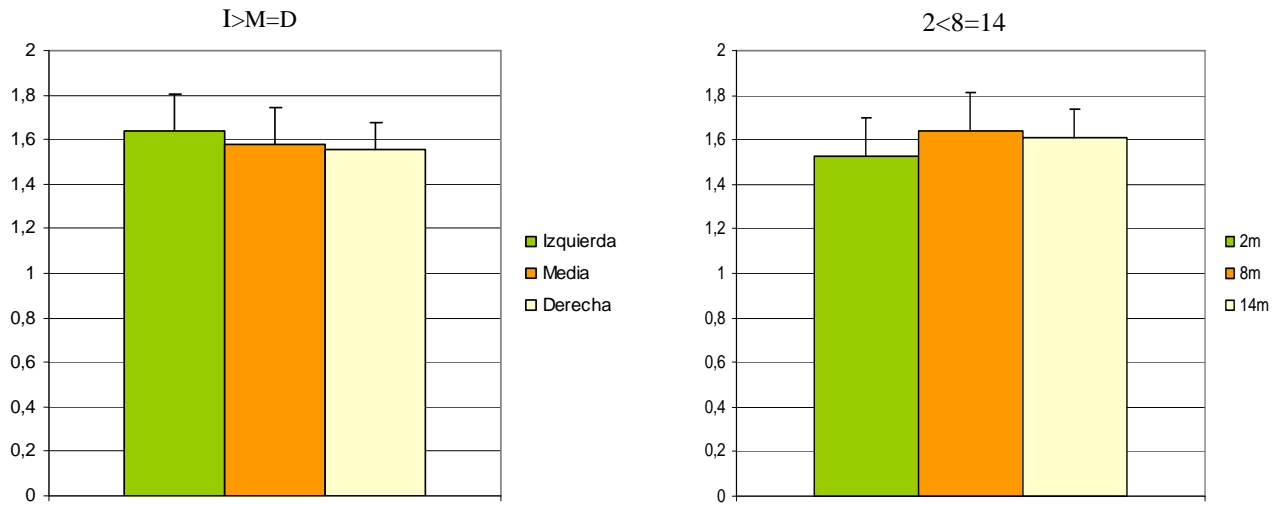


Figura 14.- Valores para el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') registrados en las columnas del pantalán para el factor luz y para el factor profundidad.

La diversidad disminuyó desde las columnas más iluminados hacia las zonas más sombreadas por la estructura (figura 14). Sin embargo, respecto al factor profundidad la mayor diversidad se encontró en las estaciones situadas a 8m y 14m de profundidad. Las interacciones mostradas por el ANOVA entre los factores luz-orientación y orientación-profundidad-sitio se analizaron por medio de un test de comparaciones múltiples post-hoc (método SNK: Student-Newman-Keuls).

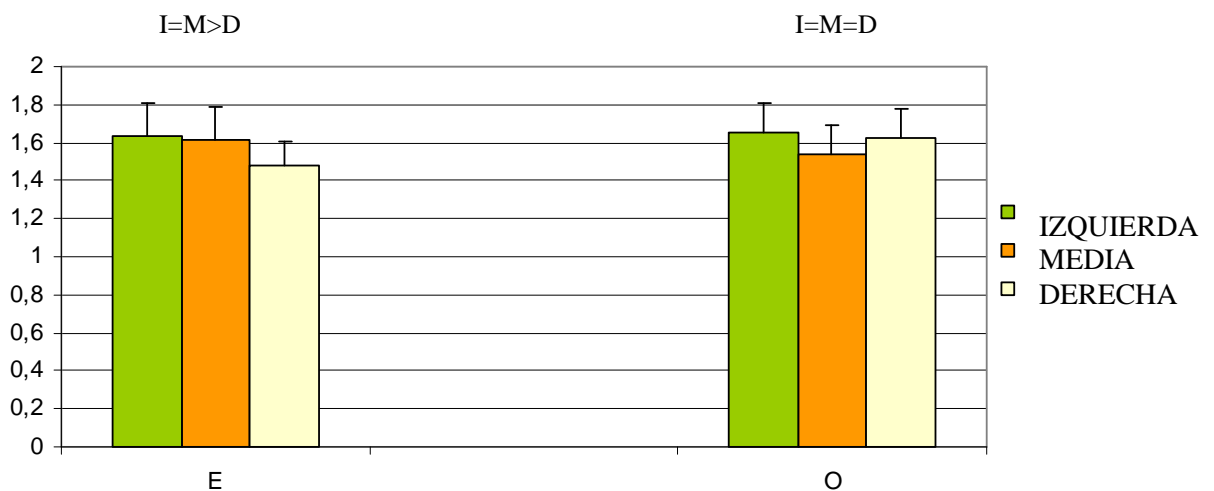


Figura 15.- Valor medio para el índice de diversidad de Shannon para los factores luz y orientación. Sobre las barras se muestran las diferencias entre los distintos grados de intensidad de luz según el test SNK. E: este; O: oeste. * $p<0.05$; ** $p<0.01$.

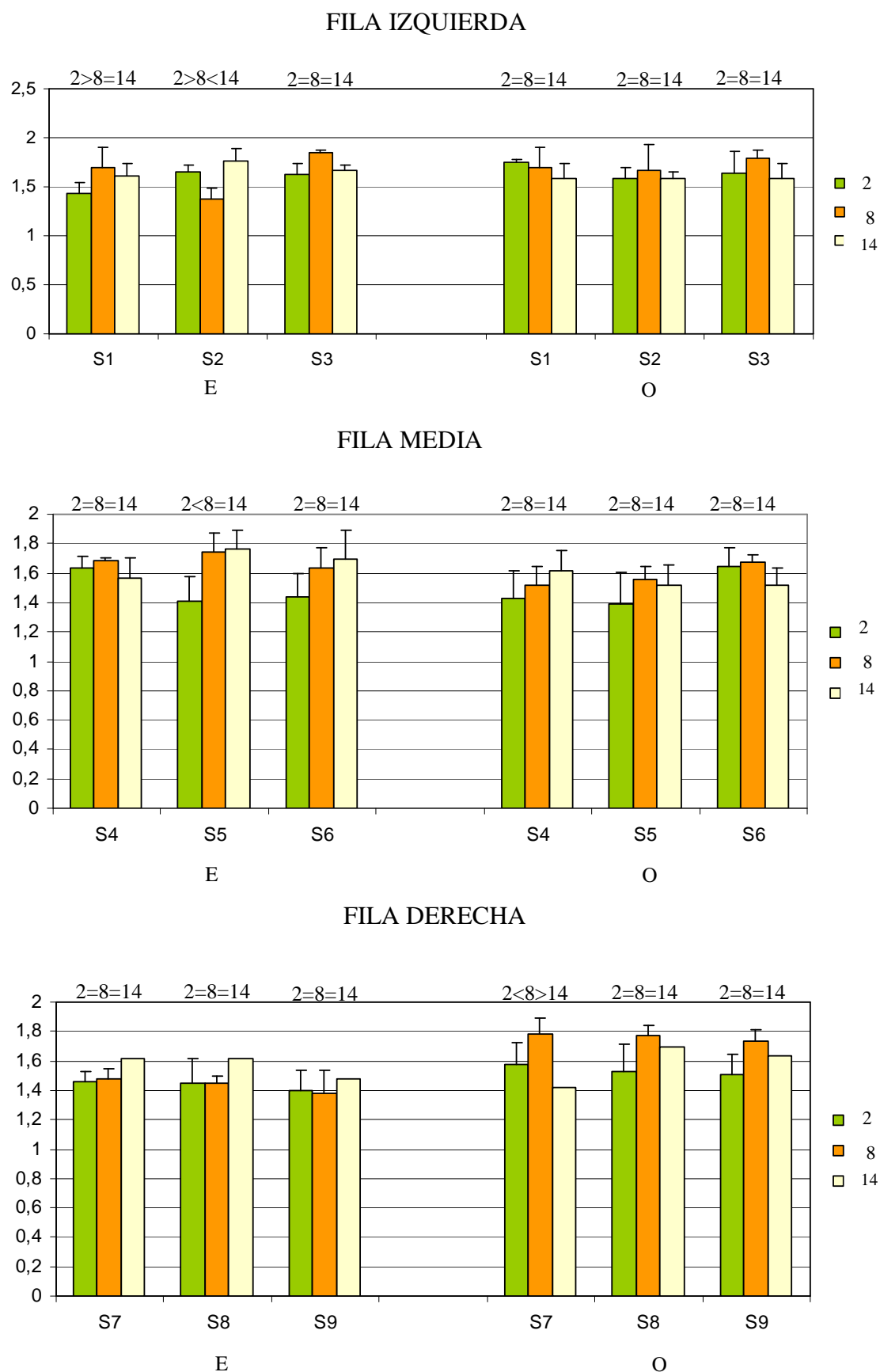


Figura 16.- Valor medio para el índice de diversidad de Shannon por sitio, profundidad y orientación. Sobre las barras se muestran las diferencias entre las distintas profundidades según el test SNK. E: este; O: oeste. * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$.

El patrón detectado para el factor luz, según el cual la diversidad disminuye a medida que aumenta el predominio del efecto sombra sobre las estaciones, se pierde cuando tenemos en cuenta sólo los datos registrados en las cuadrículas orientadas hacia el oeste. Esta orientación presenta una mayor influencia del efecto sombra que la orientación este. En las cuadrículas orientadas hacia el oeste la diversidad de las estaciones de la fila derecha presenta valores de diversidad similares a los encontrados en la fila izquierda en ambas orientaciones. El análisis de la interacción orientación-profundidad-sitio indicó que en las zonas orientadas hacia el este el patrón de aumento de la diversidad con la profundidad fue más marcado que en las estaciones orientadas hacia el oeste, donde en algunas el patrón se pierde, sobre todo aquellas con mayor influencia del efecto de sombreo. Estas diferencias en la diversidad respecto al gradiente de profundidad son más significativas en las zonas más iluminadas y disminuyen a medida que aumenta la influencia de la sombra proyectada por la estructura. En el sitio dos (S2) orientado hacia el este se invierte el patrón de diversidad, lo que podría explicar la interacción del factor sitio con la profundidad (figura 16). En la fila media se observa que para el sitio cinco (S5) existen grandes diferencias en el aumento de la diversidad con la profundidad pero estas diferencias disminuyen en los sitios orientados hacia el oeste. Esto justifica la interacción entre los factores orientación y profundidad. En el sitio siete (S7) el patrón de diversidad varía de la orientación este a la orientación oeste, en esta última orientación se produce un aumento claro de la diversidad a la profundidad de ocho metros. Este cambio puede explicar la interacción detectada entre el factor sitio y la orientación. En las estaciones orientadas hacia el oeste no se registraron diferencias significativas, tan sólo la mencionada en el sitio siete (S7) pero no se cumplió el patrón de aumento de la diversidad con la profundidad. Sin embargo parece que en la mayoría de sitios con esta orientación el mayor valor de diversidad se produce a ocho metros.

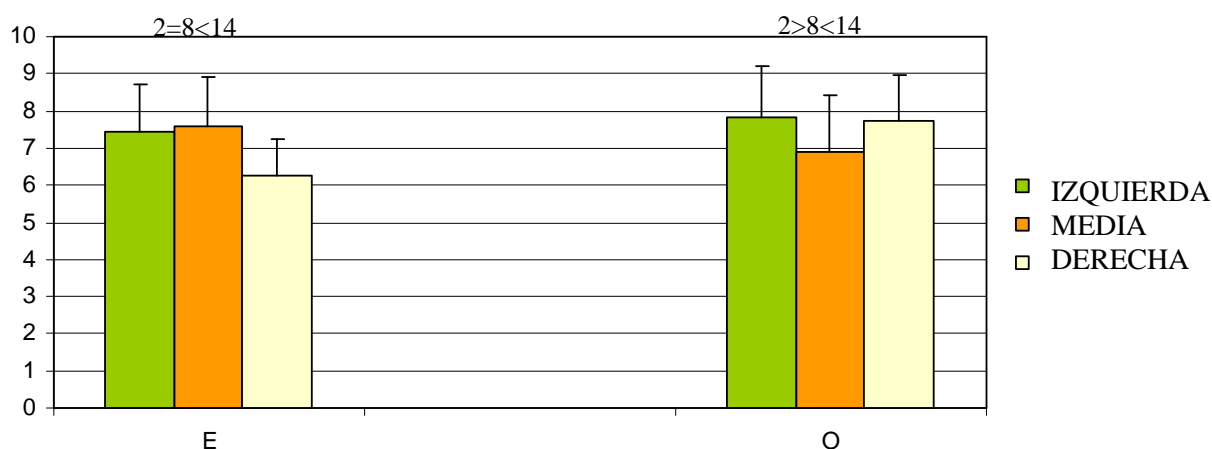


Figura 17.- Número de especies registradas (S) en las columnas del pantalan en función del grado de intensidad de luz y la orientación. Sobre las barras se muestran las diferencias entre las diferentes intensidades de luz según el test SNK. E: este; O: oeste. * $p<0.05$; ** $p<0.01$.

El análisis del número de especies sólo registró diferencias respecto al factor profundidad, sin embargo se detectó una interacción significativa entre los factores luz y orientación, indicando que estos dos factores también son determinantes en la constitución de la comunidad. A pesar de que las diferencias encontradas respecto al número de especies son menos marcadas que las detectadas para el índice de diversidad de Shannon, los patrones de diversidad registrados fueron muy similares para ambos índices.

El resultado del ANOVA para el índice de diversidad de Shannon mostró que existen diferencias significativas entre comunidades para el factor luz y el factor hábitat. También mostró una interacción significativa entre ambos factores (Tabla 4).

Las comunidades analizadas mostraron un gradiente de disminución de la diversidad desde la zona sublitoral hacia el cinturón mediolitoral superior. Por otro lado, se registraron dos patrones contradictorios. Por un lado, la diversidad fue significativamente superior en la zona de luz respecto a la zona de sombra en el cinturón mediolitoral superior. Sin embargo, respecto a las comunidades asentadas en la franja sublitoral y mediolitoral inferior, la diversidad registró su mayor valor en la zona de

sombra-luz, seguida por la zona de sombra y siendo inferior en la zona de luz, de ahí que el análisis detectara una interacción significativa luz-hábitat.

Tabla 4.- Resultados del ANOVA factorial para el número de especies y diversidad de Shannon en la ecollera. MS=media cuadrática; P=nivel de significación; df=grados de libertad.

Source of variation	df	Diversidad de Shannon (H')			Nº especies (S)		
		MS	F	P	MS	F	P
Lu	2	2,99	76,01	0.0000***	37,44	39,26	0.0000***
Ha	2	0,54	13,86	0,0001***	7,52	7,89	0,002**
LuxHa	4	0,26	6,66	0,0007***	4,81	5,05	0,0036**
RESIDUAL	27	0,03			0,95		
TOTAL	35						
Cochran`s C-test		C=0,575;NS			C=0,339;NS		
Transformación		Raíz cuadrada			Ninguna		

NS: no significativo; * P<0.05; ** P<0.01; *** P<0.001

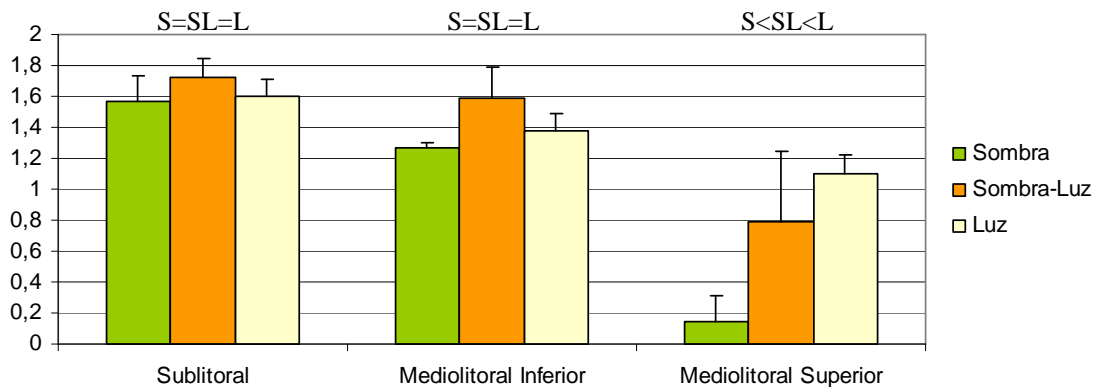


Figura 18.- Valores para el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') registrados en la ecollera bajo el pantalán para cada hábitat analizado sometido a diferentes intensidades de luz. Sobre las barras se muestran las diferencias entre las distintas intensidades de luz según el test SNK. * $p<0.05$; ** $p<0.01$.

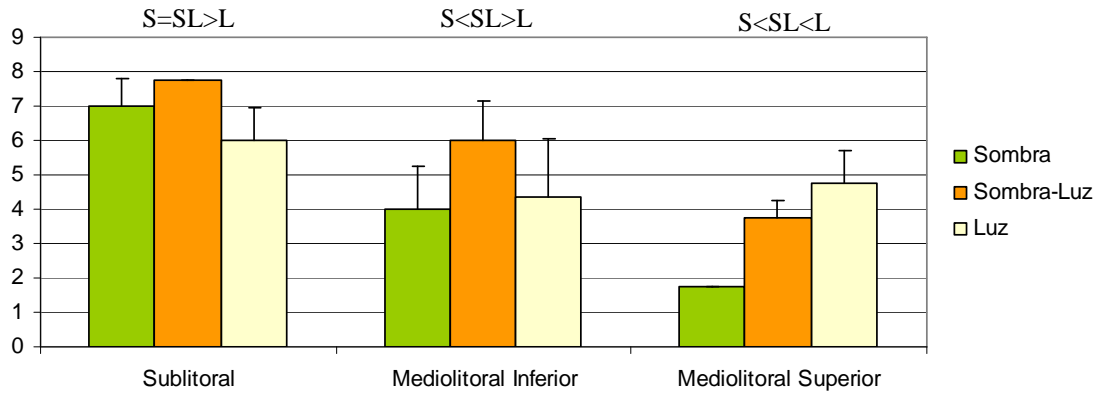


Figura 19.- Número de especies registradas (S) en la escollera bajo el pantalán para cada hábitat analizado sometido a diferentes intensidades de luz. Sobre las barras se muestran las diferencias entre las distintas intensidades de luz según el test SNK. * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$.

El análisis PERMANOVA mostró diferencias significativas para todos los factores estudiados y multiples interacciones tanto para la comunidad presente en las columnas como en la escollera (Tabla 5,6).

Tabla 5.- Resultados del PERMANOVA en las columnas del pantalán. MS=media cuadrática; P=nivel de significación; df=grados de libertad.

Source of variation	df	Diversidad de Shannon (H')		
		MS	Pseudos-F	P
Lu	2	5442,5	9,53	0,005*
Pr	2	2942,5	6,77	0,001**
Or	1	7036,9	16,92	0,002**
Si(lu)	6	570,88	2,81	0,001**
LuxPr	4	525,18	1,2	0,278
LuxOr	2	5205,4	12,52	0,001**
PrxOr	2	743,55	2,6	0,021*
PrxSi(lu)	12	434,64	2,14	0,001**
OrxSi(lu)	6	415,73	2,04	0,002**
LuxPrxOr	4	597,47	2,08	0,022*
PrxOrxSi(lu)	12	285,94	1,4	0,016*
RESIDUAL	108	202,87		
TOTAL	161			
Cochran`s C-test				ns

Transformación Ninguna

NS: not significativo; * $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$

Tabla 6.- Resultados del PERMANOVA en la escollera . MS=*mean square*; P=*level of significance*; df=*degrees of freedom*.

Source of variation	df	Diversidad de Shannon (H')		
		MS	Pseudos-F	P
Lu	2	6294,1	41,47	0.001**
Ha	2	36871	242,96	0,001**
LuxHa	4	4516,2	29,759	0,001**
RESIDUAL	27	151,76		
TOTAL	35			
Cochran`s C-test				ns
Transformación		Ninguna		

NS: not significativo; * P<0.05; ** P<0.01; *** P<0.001

3.6.- ANÁLISIS SIMPER

El análisis SIMPER determinó que en las comunidades de las columnas las especies *Balanus perforatus*, *Crambe crambe* (Schmidt, 1862) y un hidrozoo fueron las especies más abundantes a mayor profundidad. En contraposición, *Aiptasia mutabilis* (Gravenhorst, 1831) era más abundante a menor profundidad. Respecto al factor luz, las mismas especies que aumentaron su cobertura con la profundidad fueron las más abundantes en las columnas más influenciadas por el efecto de sombreo. A su vez, también *Aiptasia mutabilis* disminuyó su presencia en las zonas más umbrías. *Balanus perforatus* también fue más abundante en las comunidades orientadas hacia el oeste respecto a las orientadas hacia el este, sin embargo *Crambe crambe* tuvo mayor presencia en las zonas orientadas hacia el este.

Respecto a las comunidades asentadas en las escolleras, también se registró un aumento de las especies *Balanus perforatus* y *Crambe crambe* en la zona afectada por la sombra del pantalán. *Chthamalus stellatus*, *Aiptasia mutabilis*, *Mytilus spp.* y el hidrozoo comentado anteriormente fueron las especies que más contribuyeron a la disimilaridad por hábitats.

Tabla 7.- Promedio de abundancia de las especies más relevantes a la disimilaridad entre los distintos niveles del factor profundidad en las columnas del pantalán.

	2m	8m				
Especies	Av. Abund	Av. Abund	Av. Diss	Diss/SD	Contrib. %	Cum. %
<i>Balanus perforatus</i>	17,8	18,46	5,25	1,18	18,24	18,24
<i>Aiptasia mutabilis</i>	2,17	2,37	3,43	0,63	11,91	30,15
Hidrozoos	20,87	22,54	3,27	0,97	11,38	41,54
<i>Crambe crambe</i>	3,85	4,41	3,26	1,2	11,35	52,89
<i>Phorbas tenacior</i>	2,43	3,43	2,99	1,07	10,41	63,29
	2m	14m				
Especies	Av. Abund	Av. Abund	Av. Diss	Diss/SD	Contrib. %	Cum. %
<i>Balanus perforatus</i>	17,8	22,37	4,93	1,07	17,94	17,94
<i>Crambe crambe</i>	3,85	7,83	4,77	,13	17,36	35,3
Hidrozoos	20,87	23,98	3,13	0,98	11,38	46,68
	8m	14m				
Especies	Av. Abund	Av. Abund	Av. Diss	Diss/SD	Contrib. %	Cum. %
<i>Crambe crambe</i>	4,41	7,83	4,33	1,28	17,68	17,68
<i>Balanus perforatus</i>	18,46	22,37	4,01	1,08	16,36	34,04
<i>Phorbas tenacior</i>	3,43	2,43	2,6	1,17	10,61	44,65
<i>Aiptasia mutabilis</i>	2,37	1,44	2,6	0,62	10,6	55,24

Tabla 8.- Promedio de abundancia de las especies más relevantes a la disimilaridad entre los distintos niveles del factor luz en las columnas del pantalán.

	F. Izquierda	F. Media				
Especies	Av. Abund	Av. Abund	Av. Diss	Diss/SD	Contrib. %	Cum. %
<i>Balanus perforatus</i>	16,02	20,5	5,37	1,18	17,64	17,64
<i>Aiptasia mutabilis</i>	5,43	0,19	4,53	0,81	14,88	32,53
<i>Crambe crambe</i>	3,69	6,04	4,15	1,16	13,64	46,16
	F. Izquierda	F. Derecha				
Especies	Av. Abund	Av. Abund	Av. Diss	Diss/SD	Contrib. %	Cum. %
<i>Balanus perforatus</i>	16,02	22,11	6,08	1,23	20,81	20,81
<i>Aiptasia mutabilis</i>	5,43	0,37	4,61	0,82	15,79	36,61
<i>Crambe crambe</i>	3,69	6,37	4,03	1,3	13,8	50,4
Hidrozoos	21,91	22,65	2,94	0,86	10,07	60,48
<i>Phorbas tenacior</i>	3,63	2,39	2,93	1,19	10,04	70,51
	F. Media	F. Derecha				
Especies	Av. Abund	Av. Abund	Av. Diss	Diss/SD	Contrib. %	Cum. %
<i>Crambe crambe</i>	6,04	6,37	4,02	1,32	18,44	18,44
<i>Balanus perforatus</i>	20,5	22,11	3,25	0,98	14,91	33,34
<i>Phorbas tenacior</i>	2,26	2,39	2,49	0,96	11,42	44,76
Hidrozoos	22,83	22,65	2,24	0,97	10,27	55,04

Tabla 9.- Promedio de abundancia de las especies más relevantes a la disimilaridad entre los distintos niveles del factor orientación en las columnas del pantalán.

	Este	Oeste				
Especies	Av. Abund	Av. Abund	Av. Diss	Diss/SD	Contrib. %	Cum. %
<i>Balanus perforatus</i>	18,7	20,38	4,62	1,05	17,15	17,15
<i>Crambe crambe</i>	6,19	4,54	4,03	1,24	14,97	32,11
<i>Aiptasia mutabilis</i>	3,65	0,33	3,18	0,63	11,83	43,94

Tabla 10.- Promedio de abundancia de las especies más relevantes a la disimilaridad entre los distintos hábitats del factor nivel en la escollera.

	M. Inferior	M. Superior				
Especies	Av. Abund	Av. Abund	Av. Diss	Diss/SD	Contrib. %	Cum. %
<i>Chthamalus stellatus</i>	4,33	24,92	20,42	3,91	23,22	23,22
<i>Balanus perforatus</i>	14,58	0	13,61	1,32	15,48	38,71
<i>Mytilus spp.</i>	11,17	0,42	11,48	1,82	13,06	51,77
	M. Inferior	Sublitoral				
Especies	Av. Abund	Av. Abund	Av. Diss	Diss/SD	Contrib. %	Cum. %
Hidrozo	0	21,17	15,17	6,1	19,2	19,2
<i>Aiptasia mutabilis</i>	0	12,17	8,57	1,27	10,85	30,04
<i>Mytilus spp.</i>	11,17	0	8,23	2,01	10,42	40,46
	M. Superior	Sublitoral				
Especies	Av. Abund	Av. Abund	Av. Diss	Diss/SD	Contrib. %	Cum. %
<i>Chthamalus stellatus</i>	24,92	0	22,68	8,49	22,68	22,68
Hidrozo	0	21,17	19,18	6,27	19,18	41,86
<i>Balanus perforatus</i>	0	17,92	16,16	3,05	16,16	58,02
<i>Aiptasia mutabilis</i>	0	12,17	10,79	1,26	10,79	68,81

Tabla 11.- Promedio de abundancia de las especies más relevantes a la disimilaridad entre los distintos hábitats del factor luz en la escollera.

	Luz	Sombra-luz				
Especies	Av. Abund	Av. Abund	Av. Diss	Diss/SD	Contrib. %	Cum. %
<i>Chthamalus stellatus</i>	12,67	8,25	11,21	1,22	15,07	15,07
<i>Balanus perforatus</i>	3,42	13,67	10,11	1,36	13,6	28,67
Hidrozo	6,67	7,92	7,96	0,92	10,7	39,37
	Luz	Sombra				
Especies	Av. Abund	Av. Abund	Av. Diss	Diss/SD	Contrib. %	Cum. %
<i>Chthamalus stellatus</i>	12,67	8,33	11,63	1,22	14,47	14,47
<i>Balanus perforatus</i>	3,42	15,42	11,57	1,49	14,39	28,86
<i>Crambe crambe</i>	0	13,92	10,75	1,23	13,38	42,24
	Sombra-Luz	Sombra				
Especies	Av. Abund	Av. Abund	Av. Diss	Diss/SD	Contrib. %	Cum. %
<i>Chthamalus stellatus</i>	8,25	8,33	10,62	0,88	14,58	14,58
<i>Balanus perforatus</i>	13,67	15,42	10,47	1,09	14,37	28,95
<i>Crambe crambe</i>	2,17	13,92	10,16	1,31	13,95	42,9
Hidrozo	7,92	6,58	8,02	0,91	11,01	53,91

4.- DISCUSIÓN

El uso de la luz del sol como una expresión funcional o Radiación Fosotintéticamente Activa (RFA) depende del ambiente al que la luz llega. Las plantas se han adaptado a atrapar los cuantos de luz en diferentes rangos del espectro visible. La columna de agua puede interferir en la penetración de la luz, particularmente sobre las longitudes de onda fotosintéticas. Cuando la luz es absorbida por la materia orgánica disuelta causa varias fotorreacciones que afectan a sus propiedades físicas, químicas y biológicas (Moran y Zepp, 1997). La absorción selectiva de los diferentes componentes del espectro visible, a lo largo de la columna de agua, tiene un efecto sobre la diversidad, densidad y distribución de las comunidades de organismos autótrofos que habitan en un cuerpo de agua natural. Así que estos organismos deben permanecer cerca de la superficie para realizar fotosíntesis. Por tanto la luz junto a la naturaleza del sustrato determinan de forma directa o indirecta qué especies pueden vivir en él. Estudios en cuevas han demostrado que la luz es un factor determinante para explicar las diferencias observadas entre las comunidades dominadas por algas pero no entre las comunidades dominadas por animales, donde otros factores son determinantes (Ruth *et al.*, 2004). La temperatura y la circulación del agua son también factores importantes de las características fisicoquímicas del cuerpo del agua y, por tanto, influyen en la distribución y la supervivencia de su biota. A escalas espaciales grandes, determinadas propiedades físicas de los fondos marinos y el agua circundante (por ejemplo, la temperatura, la luz, el oxígeno disuelto y las concentraciones de nutrientes, etc), y procesos bentónicos dinámicos (por ejemplo, movimientos del agua y eventos de perturbación) son, probablemente, los factores más influyentes en los patrones de biodiversidad de los fondos marinos (Huang *et al.*, 2011). La luz que llega a la superficie de la tierra es parte absorbida y parte reflejada. La disminución de la radiación solar en la columna de agua es determinada principalmente por las propiedades ópticas de las masas de agua, donde tanto las moléculas de agua, la presencia de material orgánico disuelto coloreado (MODc), como clorofila a y otros pigmentos fotosintéticos, y la presencia de partículas en suspensión (e.i. fitoplancton y detritus) influyen en los coeficientes de absorción y dispersión de las diferentes longitudes de ondas (Franklin y Foster, 1997; Häder y Figueroa, 1997). En el primer metro del agua de mar el 60% de la radiación es absorbida y a los 10m el 80%. La

intensidad y la composición espectral de la luz que penetra la columna de agua tiene un efecto marcado sobre la actividad metabólica que se desarrolla en todo el cuerpo de agua, ya que la calidad y la intensidad lumínica regulan la productividad primaria. Por tanto, el efecto de sombreo producido por las estructuras artificiales construidas en la costa puede ser determinante en la distribución natural de los organismos ya que produce un incremento de la disminución de la radiación solar en los primeros metros de la columna de agua. En ésta, la ubicación de los organismos fotosintéticos está determinada por los dos parámetros arriba señalados. La respuesta que presenta un organismo autótrofo a cambios en la intensidad de luz dependerá de la intensidad de luz a la cual éste se ha adaptado y, obviamente, a su composición de pigmentos.

La luz del sol impulsa la mayoría de cadenas tróficas, además de proporcionar la energía para la fotosíntesis que genera el calor necesario para procesos fisiológicos. En muchos ecosistemas, la luz solar es un recurso limitante. Los factores físicos como la estacionalidad, la nubosidad, el aspecto y la orientación del sustrato, con relación a la posición del sol, la profundidad del agua, y la turbidez influyen sobre la cantidad de luz disponible para las plantas (Warren, 2008). Los productores primarios pueden modificar diferencialmente la luz ambiente. Por ejemplo, para competir por la luz, algunas plantas vasculares han evolucionado hacia una arquitectura erecta que forma una cubierta, produciendo sombra a las especies de abajo (Schmitt y Wulff, 1993).

La tasa de producción de biomasa en los organismos fotoautótrofos es un reflejo de las tasas de crecimiento y desarrollo, gobernadas principalmente por procesos fisiológicos y bioquímicos. La fotosíntesis es el principal proceso vinculado con la producción de biomasa en los vegetales, y su medición puede ser considerada representativa de tal proceso (Israel, 1995). Esta es la causa por la que la medida de radiación solar se centró en la radiación PAR, ya que es el rango de luz aprovechado por los organismos fotosintéticos. Estos organismos transforman la energía irradiante en energía química y son el primer paso para la entrada de energía en las cadenas tróficas. La productividad en los sistemas acuáticos puede alcanzar valores elevados. Las bacterias, microalgas y macrófitos son responsables de la productividad primaria en los cuerpos de agua que utilizan la energía proveniente del sol y los nutrientes disponibles para su crecimiento y desarrollo (Edding *et al.*, 2006).

Bockley (2007) demostró que hay menos incidencia de luz en los tramos de dique situado bajo los pantalanos respecto a las zonas que no se ven afectadas por el efecto de sombreo. En nuestro estudio los mayores valores de radiación se detectaron en la zona de “Luz” de la escollera, alcanzando valores máximos de hasta $808,1 \mu\text{mol s}^{-1} \text{ m}^{-2}$. En las columnas de la fila izquierda del pantalán, la zona más iluminada de la estructura, se registraron hasta $521,2 \mu\text{mol s}^{-1} \text{ m}^{-2}$. Las diferencias de radiación entre las dos zonas iluminadas del estudio se deben a que las columnas de la fila izquierda se encuentran afectadas por la sombra proyectada por la estructura, sin embargo la zona de “luz” de la escollera se haya permanentemente iluminada. Los valores registrados en los lugares expuestos a mayor radiación están en el mismo rango que los detectados por otros estudios. Así, Altamirano *et al.* (2004) consideró $500 \mu\text{mol s}^{-1} \text{ m}^{-2}$ como valores de alta radiación en experimentos de estrés lumínico con el alga *Ecklonia cava*. Häder *et al.* (2014) sometió a *Gymnodinium chlorophorum* a diferentes niveles de radiación estableciendo $100 \mu\text{mol s}^{-1} \text{ m}^{-2}$ como intensidad de radiación baja y $250 \mu\text{mol s}^{-1} \text{ m}^{-2}$ como intensidad de radiación alta. Janssen *et al.* (2007) midieron la eficiencia fotosintética en *Dunaliella tertiolecta* bajo un rango de radiación lumínica que oscilaba entre $440\text{-}1025 \mu\text{mol s}^{-1} \text{ m}^{-2}$.

Las zonas costeras urbanizadas se encuentran muy afectadas por la actividad antropogénica que genera diferentes fuentes de perturbación (Kullenberg, 2001; Vallega, 2001; Kennish, 2002). El efecto de la sombra proyectada por las estructuras artificiales sobre las comunidades sublitorales que viven en otros hábitats artificiales (por ejemplo, columnas) (Glasby, 1999a, b) y el efecto de los pantalanos o muelles sobre las comunidades intermareales asociadas a sustratos duros no han sido muy estudiados (Blockley y Chapman, 2006). Numerosas estructuras urbanas se han construido en bahías y estuarios de las ciudades costeras. Los puertos deportivos son una de ellas y tienen el potencial de aumentar significativamente el sombreo sobre los hábitats marinos a su alrededor. Además, pueden proporcionar muchos sustratos duros sombreados como pilares, pontones y embarcaciones. Se ha detectado que las comunidades epibióticas sobre columnas en los puertos deportivos se diferencian notablemente y de forma consistente de los arrecifes rocosos de arenisca cercanos (Glasby, 1999a).

Muchos de los primeros estudios acerca de la influencia de la luz sobre los organismos sublitorales se basaron en comparaciones de las comunidades a diferentes profundidades (por ejemplo Klugh y Martin, 1927; Levring, 1966; Neushul, 1967; Hiscock y Mitchell, 1980; Warner, 1984; Hiscock, 1985). El análisis de las comunidades biológicas sobre las columnas del pantalán reveló un aumento de la diversidad con el incremento de profundidad. Este patrón se mantuvo en las estaciones orientadas hacia el este, sin embargo, para las estaciones orientadas hacia el oeste la mayor diversidad se registró a 8m de profundidad. En la orientación oeste, el gradiente de pérdida de radiación solar con la profundidad queda atenuado por la sombra que proyecta el pantalán, de tal forma que la diferencia de radiación solar entre la profundidad de 2m y 14m es mayor en las estaciones orientadas hacia el este. El análisis estadístico detectó diferencias significativas entre las estaciones situadas a 2m y las localizadas a 8m y 14m. También se encontró una interacción entre los factores orientación, profundidad y sitio. Esta interacción constató la pérdida del patrón de aumento de diversidad con la profundidad en las estaciones orientadas hacia el oeste.

Las investigaciones sobre los efectos de la disminución de la radiación solar con la profundidad sobre los organismos marinos se han centrado a menudo en plantas por la obvia razón de que la tasa fotosintética está directamente influenciada por la intensidad de la luz. Se ha sugerido o demostrado que la reducción de la intensidad de luz puede influir en el crecimiento de varias especies de algas (Moss *et al*, 1973; Foster, 1975; Reed y Foster, 1984; Santelices y Ojeda, 1984; Kirkman, 1989; Williams, 1994) y praderas marinas (Backman y Barilotti, 1976; Bulthuis, 1983; Dennison y Alberte, 1985; Fitzpatrick y Kirkman, 1995). Los efectos de sombreado sobre la epifauna pueden ser directos o indirectos, estos últimos a menudo debido a la reducción de la cubierta de algas en condiciones de sombra (Silén y Jansson, 1972).

El análisis multivariante de las comunidades (MDS) confirmó el patrón de diversidad encontrado y reveló una segregación entre estaciones verticalmente, situando arriba las estaciones localizadas a 8m y 14m, formando un solo grupo, y abajo las estaciones situadas a 2m. Si se observa con más detalle el análisis espacial, las estaciones de la fila izquierda muestran una segregación con la profundidad más marcado que la que presentan las estaciones de la fila media y derecha (fig. 12). Por tanto, cuanto menor es la diferencia en la cantidad de radiación que llega a las

comunidades situadas a distinta profundidad menores son las diferencias a nivel de comunidad. Se han realizado numerosos estudios experimentales modificando la intensidad de la luz sobre las praderas marinas (por ejemplo, Backman y Barilotti, 1976; Dennison y Alberte, 1985; Fitzpatrick y Kirkman, 1995), pero, sorprendentemente, se han realizado pocos experimentos de campo sobre los efectos del sombreado sobre las comunidades sublitorales.

Las estaciones más iluminadas presentaron los mayores valores de diversidad; este patrón contradice el patrón de aumento de la diversidad con la pérdida de luz en el gradiente de profundidad, sin embargo, la mayor diversidad en la fila izquierda (fig. 14) puede deberse a que estas estaciones están sometidas a condiciones de luz natural y al efecto de sombreado parcial proyectado por la estructura. Esta situación puede favorecer el asentamiento de especies tanto fotófilas como esciáfilas, por lo que la diversidad puede ser mayor que la registrada en las comunidades que se encuentren más afectadas por el efecto de sombreado. En este sentido, Murcia (1995) indicó que puede producirse un aumento de la diversidad cuando dos hábitats naturales se encuentran lado a lado de forma abrupta. El análisis estadístico detectó una interacción entre los factores orientación y luz. Esta interacción reveló que las diferencias en los valores de diversidad a medida que la luz queda atenuada por la estructura (de fila izquierda a derecha) son menos marcadas en las estaciones orientadas hacia el oeste respecto a las orientadas al este (fig. 15). Por tanto, las comunidades asentadas en la fila izquierda pero con menor irradiancia, es decir, aquellas con orientación oeste presentan valores de diversidad menores que las asentadas en la cara este. Esto refuerza la hipótesis que justifica que la mayor diversidad se debe a la convivencia de especies adaptadas a distintas condiciones de luz en una zona estrecha. Esta situación se asemeja, aunque a otra escala, lo que se conoce en ecología como “efecto de borde”. A pesar de que el efecto de borde produce normalmente una disminución de la diversidad en el borde respecto al centro del parche del hábitat, Delgado *et al.* (2004) concluyeron que la fragmentación de hábitats puede provocar un efecto de borde cuyo principal efecto es el incremento de la diversidad, debido este último a un rápido reemplazamiento de especies en el gradiente borde-interior especialmente en los primeros metros. Otros datos del estudio que refuerzan esta hipótesis son los registrados en las comunidades de la escollera, donde la mayor diversidad se encontró en las estaciones presentes en la

zona de “Sombra-Luz”, especialmente para las comunidades de la zona sublitoral y mediolitoral inferior.

Otros estudios enfocados a evaluar el efecto de estas estructuras artificiales sobre las comunidades sublitorales que viven en otros hábitats artificiales han registrado una reducción de la cobertura y número de especies de algas junto con un aumento de los invertebrados sésiles en las zonas sometidas a una disminución de la incidencia de luz por el efecto de sombreado producido por otras estructuras (Glasby, 1999a, b). Otros estudios han demostrado que las algas tienen un mayor reclutamiento en hábitats no afectados por sombras (Goldberg y Foster, 2002; Clark *et al.*, 2004). Por tanto, es posible que los patrones detectados queden determinados durante el periodo de reclutamiento en lugar de en etapas posteriores del desarrollo. Algunos estudios han encontrado que la sombra proyectada por muelles, embarcaderos y otras estructuras similares pueden ocasionar una disminución del crecimiento de las praderas marinas (Short y Burdick, 1996; Burdick y Short, 1999) y de la densidad de plantas de marismas (Sanger *et al.*, 2004). La sombra puede ser importante en la estructuración de las comunidades y se ha demostrado que tiene efectos importantes sobre el crecimiento y la supervivencia de las plantas terrestres (Weih y Karlsson, 1987; Valladares y Pearcy, 1997; Sans *et al.*, 2002), algas marinas (Glasby, 1999b; Goldberg y Foster, 2002; Clark *et al.*, 2004), praderas marinas (Burdick y Short, 1999) y las plantas de marismas (Sanger *et al.*, 2004).

El análisis de ordenación espacial (MDS) confirmó las diferencias de diversidad registradas para el estudio del gradiente de luz provocado por la sombra proyectada por la estructura. Las estaciones de la fila izquierda presentaron una tendencia a quedar segregadas de las estaciones de la fila media y derecha, aunque esta separación no ocurrió para todas las estaciones de la fila izquierda. Por tanto, no sólo se dan diferencias a nivel de diversidad en función del gradiente de luz, sino que además, las diferencias se dan a nivel de comunidad, donde unas especies son sustituidas por otras, revelando que el factor luz es un factor determinante en la constitución de las comunidades. Glasby (1999b) encontró que el grado de sombra puede ser importante en la estructuración de las comunidades sublitorales sobre las columnas de los pantalanés. Se ha demostrado que el reclutamiento de algas e invertebrados sobre los diques pueden quedar afectados por los pantalanés que proyectan su sombra sobre la pared

directamente debajo de ellos (Blockley y Chapman, 2006). En las comunidades de las columnas la mayoría de especies eran animales sésiles y algunas de estas especies aumentaron su cobertura en las zonas de sombra. El aumento de cobertura para la mayoría de animales sésiles en condiciones de baja luz producida por el efecto de sombreo de un pantalán, podría deberse a una respuesta fototáctica negativa durante el reclutamiento (Pomerat y Reiner, 1942). De hecho, O'Donnell (1984) encontró que el serpúlido *Galeolaria caespitosa* presentaba un mayor reclutamiento en hábitats sombreados.

Respecto al estudio de las comunidades asentadas en la escollera, los datos revelaron un aumento de la diversidad con la profundidad. El gradiente de incremento de la diversidad iba desde el mediolitoral superior al sublitoral, pasando por el mediolitoral inferior. Este patrón es el mismo que encontramos en las comunidades de las columnas del pantalán. Espinosa *et al.* (2014) registró el mismo patrón en sustratos naturales del Mar de Alborán. Respecto al efecto de la luz en la escollera, no se registró una disminución en la diversidad debido al sombreo como en el caso de las columnas sino que las estaciones más diversas correspondían a las situadas en la zona de “Sombra-Luz”. Como se comentó anteriormente, esta singularidad puede deberse a que en esta zona se produce la transición entre especies adaptadas a ambientes iluminados y aquellas especies dominantes en ambientes esciáfilos. Al coexistir en una estrecha franja los dos grupos de especies, la diversidad se ve incrementada en la zona de solapamiento. Al comparar la zona de “Luz” con la zona de “Sombra”, se observa que la mayoría de especies de algas se pierden y se ven sustituidas por animales sésiles. Bockley (2007) encontró que en las paredes sometidas al efecto de sombreo no existían prácticamente algas, mientras que determinadas especies de algas, tales como *Corallina officinalis* Linnaeus, 1758 y algas verdes foliosas (por ejemplo, *Ulva intestinalis* Linnaeus, 1753) eran muy abundantes en las paredes no afectadas por la sombra proyectada. En nuestro estudio el alga dominante en el mediolitoral inferior fue *Ellisolandia elongata*. El análisis estadístico también encontró una interacción entre los dos factores estudiados. La interacción reveló que el patrón encontrado para el factor luz no se cumplió para las estaciones situadas en el mediolitoral superior, la menor diversidad para este nivel se registró en la zona de “Sombra”. Esta disminución de la diversidad puede deberse a que el sombreado reduce la producción de microalgas bentónicas y altera la estructura de las comunidades bentónicas, con efectos indirectos potenciales en los niveles tróficos

superiores, como los moluscos herbívoros (Kon *et al*, 2010;. Whitcraft y Levin, 2007) que dominan en el mediolitoral superior (Rafaelli y Hawkins, 1996). Lafferty (1993) demostró experimentalmente que los caracoles marinos disminuyen la abundancia de las algas en las parcelas no sombreadas y crecen más lentamente cuando se encuentran a altas densidades, lo que indica que las algas son un recurso limitante para los caracoles, incluso en hábitats bien iluminados y, en mayor grado, en hábitats esciáfilos. La cantidad de sombra también puede influir en la temperatura superficial de las zonas intermareales rocosas, donde las áreas sin sombra presentan una mayor temperatura en la superficie que las áreas sombreadas adyacentes durante el periodo de marea baja cuando inciden factores de estrés fisiológico por ejemplo, una mayor mortalidad a través de la desecación o el estrés térmico (Garrity, 1984; Harper y Williams, 2001). La provisión (el aporte) de sombra puede mejorar el estrés térmico y aumentar el reclutamiento y la supervivencia (Denley y Underwood, 1979; Williams, 1994; Bertness *et al*, 1999). Sin embargo, según Helmuth y Hofmann (2001), son los eventos de temperatura extrema (máximos de calor y frío), en lugar de la temperatura media, la causante del estrés fisiológico. Bockley (2007) encontró que la diferencia de temperatura entre las zonas sombreadas y no sombreadas de las secciones de dique que estaban orientados hacia el sol, eran de hasta de 10 ° C, mientras que la diferencia entre los hábitats de dichas zonas de las paredes orientadas opuestamente al sol fueron de menos de 5 ° C.

Resulta complejo establecer conclusiones a partir del análisis PERMANOVA realizado, pero éste nos indica que las comunidades variarían en su composición de acuerdo a los factores estudiados y sus interacciones.

El análisis SIMPER reveló cuales eran las especies que presentaban mayores diferencias de cobertura entre las distintas estaciones. Para las comunidades asentadas en las columnas del pantalán, las especies *Balanus perforatus*, *Crambe crambe* y una especie de hidrozoo aumentaron su cobertura en aquellas estaciones que estaban más afectadas por la sombra del pantalán. Bockley D.J. (2007) observó que *Tesseropora rosea* (Krauss, 1848) tenía mayor cobertura en las paredes sombreadas. En nuestro estudio *Balanus perforatus*, otro animal sésil, aumento su cobertura de las zonas soleadas a las zonas de sombra. Sin embargo, Denley y Underwood (1979) encontraron que *T. rosea* se asentaba sobre sustratos con sombra y sin sombra pero sobrevivían

mejor en las zonas soleadas. La ostra *Saccostrea glomerata* (Gould, 1850), una de las especies dominantes en la comunidad, también presentó una mayor cobertura en las paredes sombreadas. Las camas de *Saccostrea glomerata* pueden ser bastante gruesas, proporcionando a las ostras una protección contra el estrés ambiental (por ejemplo, estrés de tipo térmico) de un modo similar al efecto de amortiguación sobre la temperatura que produce la sombra proyectada por un pantalán. En nuestro estudio encontramos la especie *Mytilus sp.* en el mediolitoral inferior. Esta especie también se encontraba formando cinturones muy apretados en algunas zonas como la ostra *Saccostrea glomerata*. *Mytilus sp.* disminuyó su cobertura de la zona de “luz” a la zona de “sombra” pero siguió manteniendo su presencia en las zonas no iluminadas, al contrario que otras especies.

En las comunidades de la escollera, *Balanus perforatus*, *Crambe crambe* y la misma especie de hidrozoo fueron las especies más determinantes, presentando también una mayor cobertura en las estaciones de la zona de “Sombra”. Estos datos muestran que luz puede ser un factor más determinante para el desarrollo de estas especies que el factor sustrato, ya que las rocas de escollera y las columnas no están constituidas por el mismo tipo de sustrato. Algunos estudios han demostrado que los animales de la zona intermareal pueden quedar afectados por el efecto de sombreo dando como resultado un mayor reclutamiento o aumento de la tasa de supervivencia de los reclutas en las zonas sombreadas (Denley y Underwood, 1979; Harper y Williams, 2001). Por tanto, el efecto de sombreo puede por sí sólo explicar la ausencia de algas y el incremento de cobertura para la mayoría de las especies de invertebrados sésiles localizadas bajo el pantalán en el presente estudio, aunque esto no se puede concluir categóricamente sin experimentos (Bockley ,2007). Sin embargo, también hay especies que se ven favorecidas por una mayor incidencia de la luz, así en las columnas *Aiptasia mutabilis* mostró un patrón contrario y su cobertura fue mayor en las estaciones más iluminadas. Otra especie característica de la zona iluminada fue *Chthamalus stellatus*. Sin embargo, esta especie no se encontró en las columnas puesto que se trata de una especie exclusiva de la zona intermareal.

El presente estudio ha demostrado que la presencia de estructuras artificiales como pantalanes pueden alterar las comunidades sublitorales de columnas y las comunidades intermareales y sublitorales de las escolleras, provocando una pérdida de

diversidad asociada al sombreado que generan este tipo de estructuras artificiales. La potencialidad de los pantalanés para proporcionar o alterar los hábitats de los organismos marinos debe tener en cuenta el balance entre posibles efectos positivos y negativos. La presencia de un pantalané no sólo significa que la composición de las comunidades o las coberturas relativas o las abundancias de los taxones se diferencian de los diques no sombreados adyacentes, sino que también puede dar lugar a comunidades que son más biodiversas a pequeña y gran escala espacial (Bockley, 2007).

Descubrir que los patrones se cumplen bajo otras condiciones ambientales puede contribuir a discernir si el factor luz es el factor determinante en el desarrollo de los patrones observados. Son necesarios estudios complementarios que determinen si las diferencias encontradas en las comunidades producidas por la sombra de los pantalanés se cumplen en otras áreas geográficas, implementando nuevos proyectos que consigan una replicación a escala regional y global. Bockley (2007) ha propuesto que en el futuro las superficies sombreadas podrían actuar como sustitutos de microhábitats que faltan en los diques, tanto como aportar cantidad y variedad de hábitats por medio de estructuras asociadas a los pantalanés, tales como columnas. Sin embargo, los impactos negativos sobre hábitats circundantes y el hecho de que las comunidades presentes sobre estas estructuras no representan necesariamente a las comunidades naturales debe ser un elemento a tenerse en cuenta. Cole *et al.* (2005) sugieren que esta es una cuestión importante si tratamos de aplicar las teorías ecológicas a partir del estudio de las comunidades naturales a la gestión de estructuras artificiales.



CAPÍTULO 4:

**EFFECTOS DE LOS SUSTRATOS ARTIFICIALES INTRODUCIDOS POR LOS
PUERTOS DEL LITORAL ANDALUZ SOBRE LAS COMUNIDADES ROCOSAS
INTERMAREALES.**



1.- INTRODUCCIÓN

En la actualidad más del 60% de la población mundial vive en las zonas costeras y se prevé que esta situación aumente en las próximas décadas, llegando a superar el 75% como consecuencia de la expansión demográfica y la tendencia general de la población a emigrar hacia la costa (EEA, 1999; Airoidi y Beck, 2007). La línea litoral se encuentra entre las áreas más amenazadas del planeta, fenómenos como la eutrofización, sobre pesca, fragmentación de hábitats, urbanización y una explotación continuada amenazan la salud de los ecosistemas costeros (Petrosillo *et al.*, 2009). Esta tendencia se traduce en un continuo crecimiento de los núcleos de población en la costa y, por tanto, la transformación de paisajes naturales en escenarios urbanos con una gran concentración de actividades humanas (Collinge 1996). Los procesos de urbanización eliminan y fragmentan los hábitats naturales y conllevan la presencia de nuevas estructuras artificiales en el medio (McDonnell y Pickett 1990, Glasby y Connell 1999). Los puertos forman parte de estas estructuras artificiales y aumentan su presencia en el litoral como consecuencia del incremento del transporte marítimo de mercancías, desarrollo de pesquerías y actividades recreativas. Los puertos pueden ser de tres tipos en función de los servicios que ofrezcan:

- Puertos comerciales: cuentan con infraestructuras e instalaciones dedicadas a las operaciones de carga y descarga con funciones de almacenaje, industriales, mercantiles, etc.
- Puertos pesqueros: son aquellos especializados en recibir barcos de pesca. Están dotados de toda una serie de infraestructuras destinadas a la recepción del pescado, su tratamiento y conservación, comercialización y transporte.
- Puertos deportivos: están especializados en ofrecer servicios turísticos por lo que sus principales elementos son amarres para embarcaciones deportivas, instalaciones dedicadas a la hostelería, comercios e incluso hoteles y apartamentos.

En España, el Estado a través de las Autoridades Portuarias gestiona aquellos puertos de interés general. Éstos se caracterizan principalmente por la movilización de gran cantidad de mercancías y pasajeros, lo cual los dota de una notable importancia

económica. Su interés también puede deberse a otros servicios como los puertos militares dedicados a la defensa nacional. El resto de puertos menores son gestionados por las comunidades autónomas, en el caso de Andalucía mediante la Empresa Pública de Puertos de Andalucía (Artolochi y Calvo, 2006).

La construcción de puertos puede provocar diversas perturbaciones sobre el medio marino. Podemos diferenciarlas en dos grupos: perturbaciones de origen físico y perturbaciones de origen químico.

Los puertos inciden físicamente sobre la costa de dos formas diferentes. Una directa y contundente: la ocupación física del espacio sobre el que se sitúa el puerto, y otra indirecta, que tiene relación con la dinámica de los sedimentos, más sutil pero a largo plazo con efectos más graves dado que se altera la dinámica natural de las corrientes marinas y como resultado, el equilibrio dinámico de los sedimentos costeros. Respecto a la ocupación física, su efecto produce una eliminación total de las comunidades sobre las que se asienta el puerto, básicamente por recubrimiento o colmatación, así como una variación importante de las condiciones ambientales y, en algunos casos, físicas de la zona. Algunos autores sugieren que las estructuras artificiales pueden proporcionar un nuevo sustrato con posibilidad de ser colonizado por nuevas especies (Thompson *et al.*, 2002) en caso de que la estructura se asiente sobre un fondo blando (Vaselli *et al.*, 2008). Puede suponer también un sustrato de características similares a los sustratos naturales rocosos y potencialmente puede ser colonizado por organismos afines a los existentes en las zonas adyacentes, siempre y cuando las condiciones de dinamismo, exposición a las corrientes, características físicas y químicas del agua, etc. se mantengan.

En cuanto a la alteración de la dinámica de sedimentos, los diques de abrigo suponen un obstáculo al avance de las arenas arrastradas por efecto de las corrientes de deriva litoral. El efecto de apantallamiento da lugar a la descarga de gran parte del material en suspensión y, en consecuencia, los sedimentos se acumulan sobre el dique de abrigo situado en el lado del que proviene la corriente. En el lado de costa opuesto a la deriva litoral, el efecto es inverso, produciéndose un déficit de aporte de sedimento una vez que la corriente ha superado el obstáculo. Al no llegar sedimentos, la erosión

producida por las olas y corrientes no es compensada y la línea de costa entra en un proceso de regresión (Bereguer Pérez, 1979).

Desde el punto de vista de la contaminación química, los puertos son generalmente zonas parcialmente cerradas caracterizadas por altos niveles de contaminantes acumulados en sus aguas y sedimentos. En el último siglo, los riesgos medioambientales y humanos relacionados con la pobre calidad del agua y sedimento dentro de los ecosistemas portuarios están aumentando significativamente (Jiang y Falconer, 1983). Los puertos producen diversos impactos relacionados con la contaminación química, tales como emisiones al aire, descargas al agua con diferentes orígenes, liberación de sedimentos marinos contaminados, generación de residuos y problemas derivados de las actividades de dragado (Petrosillo *et al.*, 2009). Dentro de los tipos de descarga, existen varias fuentes de contaminación potencial en los puertos que pueden disminuir la calidad ambiental. Las principales son: biocidas contenidos en pinturas antiincrustantes (principalmente TBT), descargas desde astilleros y diques secos, emisarios procedentes de núcleos urbanos e industriales adyacentes, emisiones de motores, vertidos de fuel en operaciones de trasvase y limpiado de aguas de sentinas, entre otros (Schiff *et al.*, 2007). Los diferentes tipos de actividades desarrolladas en los puertos y sus inmediaciones, junto con el frecuente almacenamiento de sustancias peligrosas que se producen en sus instalaciones (por ejemplo, fuel), deben considerarse para una correcta gestión ambiental. La importancia relativa de cada fuente, dentro de cada puerto, dependerá de las características de éste, aunque algunos factores son generalmente más importantes que otros (Darbra *et al.*, 2004).

Los puertos, por definición, son zonas de hidrodinamismo bajo para permitir la navegación y atraque de embarcaciones. Esta característica inherente a los puertos, dificulta la mezcla y dispersión de los contaminantes, favoreciendo una elevada concentración en el agua y, especialmente, en los sedimentos portuarios (Schiff *et al.*, 2007). Una tasa baja de renovación de agua conduce a una deposición de sedimento fino. Diversos estudios han detectado una relación lineal entre la concentración de elementos inertes (elementos conservativos o normalizados, tales como el hierro y aluminio) y la fracción de sedimento fino (Guerra-García y García-Gómez, 2005). Por tanto, los puertos favorecen un nivel de hidrodinamismo bajo, la acumulación de partículas de grano fino y, en consecuencia, la concentración de contaminantes en sus

sedimentos. Las operaciones de dragado son habituales en muchos puertos y tienen como finalidad principal mantener una accesibilidad segura de las embarcaciones (Guevara-Riba *et al.*, 2004). Estos sedimentos retirados a menudo están cargados de contaminantes, lo que conlleva un problema de gestión de residuos en muchos puertos. Los contaminantes no necesariamente se encuentran permanentemente retenidos en el sedimento dragado, y pueden quedar liberados del sedimento debido a fenómenos de bioturbación y resuspensión, constituyendo un peligro potencial (Zoumis *et al.*, 2001). La presión sobre la línea costera va en aumento. Debido a esta progresión, cada vez con más frecuencia los puertos se ubican cerca de zonas protegidas como parques naturales y, como resultado, los problemas derivados de estas estructuras artificiales se ven acentuados (Petrosillo *et al.*, 2009).

En contraposición con el medio terrestre, los hábitats artificiales marinos no han recibido mucha atención por parte de los investigadores y, por tanto, nuestro conocimiento de su valor ecológico es escaso (Bulleri, 2006). Sólo en los últimos años se ha empezado a reconocer las ventajas de incluir criterios ecológicos en el diseño y gestión de estas estructuras artificiales (Glasby, 1999; Glasby y Connell, 1999; Davis *et al.*, 2002; Bacchiocchi y Airolidi, 2003; Chapman, 2003; Airolidi *et al.*, 2005; Moreira *et al.*, 2007). La omnipresencia de las defensas costeras sobre el litoral hace necesario aumentar nuestro conocimiento de los posibles impactos que estas estructuras puedan producir sobre las comunidades naturales a distinta escala o su capacidad para albergar la misma fauna y diversidad natural presente en su zona (Bulleri, 2006). La mayoría de investigaciones desarrolladas en este campo se han realizado con estructuras artificiales construidas en zonas con predominancia de sustratos rocosos. Algunos estudios han comparado las comunidades bentónicas sobre diferentes tipos de hábitats artificiales (Connell y Glasby, 1998; Connell, 2001) o han evaluado la capacidad de estas estructuras como sustitutos de los sustratos naturales rocosos, centrándose en las comunidades de macrófitos, invertebrados o peces (Connell y Glasby, 1998; Glasby, 1999; Davis *et al.*, 2002; Chapman, 2003, 2006; Chapman y Bulleri, 2003; Guidetti, 2004; Clynick 2006). Respecto a las comunidades rocosas intermareales en particular, aunque estas estructuras proporcionan hábitats para los organismos intermareales, muchos de ellos no viven (y posiblemente no puedan vivir) en este tipo de construcciones. Los diques difieren a muchos niveles de los hábitats rocosos intermareales. En primer lugar, la mayoría suelen presentar una acusada pendiente, en

muchas ocasiones son verticales; en segundo lugar, presentan pocas grietas y salientes en comparación con los roquedos naturales y algunos hábitats están completamente ausentes como por ejemplo las pozas intermareales. Estos factores afectan a las distribuciones y abundancias de los organismos intermareales. En los diques verticales la extensión de la franja intermareal se reduce notoriamente, como consecuencia, las especies se encuentran más próximas entre si que en condiciones naturales. Esta circunstancia afecta a fenómenos de asociación entre especies tales como la competencia por el sustrato (EICC, 2008).

En el futuro, la construcción de este tipo de estructuras aumentará por diversos motivos (aumento demográfico, intereses económicos, cambio climático,...), por lo que resulta importante una correcta gestión. El desarrollo de nuevos diseños alternativos podría minimizar los posibles impactos derivados de su presencia en la costa. El desarrollo de estructuras que permitan una mejor circulación de agua en las zonas embolsadas junto con la búsqueda de materiales y diseños que se asemejen más a los sustratos naturales, servirá para mejorar las condiciones ambientales (Vaselli *et al.*, 2009). En la actualidad existen centros de investigación marina, como el grupo EICC (de sus siglas en ingles, Centro de Investigación en Impactos Ecológicos en Costas Urbanas) de la Universidad de Sydney que desarrollan nuevas líneas de investigación en conjunción con los empresas constructoras con el fin de optimizar los diseños de las futuras estructuras artificiales.

La comparación entre las comunidades presentes en hábitats naturales y artificiales es necesaria para evaluar si existe una perdida y fragmentación real de los hábitats naturales. Este estudio tuvo como objetivo investigar los cambios sobre la comunidad rocosa intermareal causados por los puertos deportivos a lo largo de la costa andaluza. Los puertos deportivos, construidos con rocas transplantadas de canteras en las zonas expuestas y por muros verticales protegidos del oleaje en las zonas internas, introducen diferentes hábitats artificiales en un área relativamente pequeña. En el estudio se comparó la composición y estructura de las comunidades rocosas intermareales asentadas sobre escolleras, muros verticales y roquedos naturales adyacentes. También se analizó la estructura poblacional y densidad del molusco *Siphonaria pectina* en los distintos tipos de sustratos estudiados (roquedos naturales, escolleras y muros verticales).

2.- MATERIAL Y MÉTODOS

2.1.- ÁREA DE ESTUDIO

La línea de costa del sur de la península Ibérica está bañada por el océano Atlántico y el mar Mediterráneo, dos masas de aguas de características muy diferentes. El estrecho de Gibraltar marca la zona de transición entre ambas. El Atlántico representa una vasta extensión de agua donde las mareas imperantes son muy amplias, mientras que en el Mediterráneo, en parte debido a su menor tamaño, las mareas son menos acusadas. El lado sur de la Península Ibérica abarca una zona de transición donde las amplitudes de mareas cambian drásticamente sobre una distancia relativamente pequeña. El rango oscila desde aproximadamente 4 metros en el cabo de San Vicente (Portugal) hasta aproximadamente 0 en el extremo más oriental de Almería. La exposición al oleaje en el Atlántico es mayor al aportar una mayor superficie de agua sobre la que el viento puede generar mayores olas. La salinidad y temperatura aumentan hacia el Mediterráneo y está relacionado con el estrés osmótico que los organismos pueden tolerar. Otra característica que los diferencia es la concentración de oxígeno y la productividad, los cuales decrecen hacia el Mediterráneo (Darren Fa *et al.*, 1997). Esta peculiaridad de la costa andaluza condiciona en gran medida cualquier estudio marino que pretenda abarcar su totalidad. Las características ambientales de cada masa de agua son muy diferentes, lo que se refleja en las comunidades marinas que las habitan, las cuales son a su vez muy variables a uno y otro lado del Estrecho. Respecto a la comunidad rocosa intermareal, el principal factor determinante es la diferencia de marea. Al disminuir la amplitud de marea a medida que nos adentramos en el Mediterráneo, las especies tienden a reducir su abundancia y distribución vertical, presentando todos sus cinturones (patrón de distribución) cada vez más estrechos y cercanos al nivel del mar. La dificultad de cualquier estudio integral estriba en la capacidad de discernir las variaciones naturales de las comunidades de las alteraciones antropogénicas.

Con el objetivo de diferenciar ambos efectos, variaciones naturales vs variaciones derivadas de las estructuras artificiales, y poder relacionarlos entre puertos,

se han seleccionado puertos con características morfológicas similares en cada masa de agua.

2.1.1.- Puerto de Conil (Atlántico)

El puerto de Conil se encuentra en la zona atlántica del litoral andaluz, en la provincia de Cádiz (Latitud: 36° 17' 38,9" N, Longitud: 6° 08' 00,2" W). Se haya enclavado en una cala natural a 8 Km de la localidad de Conil, en la desembocadura del río Roche. El puerto es relativamente reciente; comenzó su actividad en 1985 y en los últimos 15 años ha ido completando sus infraestructuras. La flota pesquera está compuesta por 85 embarcaciones de la denominada pesca artesanal, pesca totalmente de bajura, con embarcaciones que faenan en los caladeros propios formados por arrecifes artificiales, predominando las capturas de pescados blanco como la urta, dorada, mero, cazón y bocinegro entre otros. Entre los meses de marzo y junio, se monta una almadraba en las aguas de la localidad para la pesca del atún. Puerto principalmente pesquero con un pequeño pantalán para pequeñas embarcaciones deportivas. El calado de su dársena es de aproximadamente 2.5 metros y la longitud del muelle pesquero es de 175 m. La altura máxima de marea en la zona es de aproximadamente 3,4m (Sanlúcar de Barrameda).



Figura 1.- Arriba vista aérea del puerto de Conil (Cádiz). Derecha parámetros espaciales principales del puerto de Conil: superficie, anchura máxima, anchura bocana y longitud interior-bocana.

2.1.2.- Puerto de Estepona (Mediterráneo)

El puerto de Estepona es un puerto deportivo y pesquero ubicado en la provincia de Málaga, dentro del municipio de Estepona (Latitud: 36° 24' 46,7 N; Longitud: 5° 09' 25,2 W). Fue construido en 1977. El puerto deportivo cuenta con 443 amarres (entre 8 y 35 metros de longitud) La actividad pesquera que radica en este puerto es una de las más importantes del litoral andaluz. La flota de barcos supera el centenar entre las distintas modalidades de pesca de arrastre como el cerco, cordel, rastro y trasmallo. Los caladeros donde suelen faenar están comprendidos entre las zonas de Punta de la Chullera y Placer de las Bóvedas. Las especies desembarcadas en la lonja del puerto de Estepona más representativas son las de pescado azul, entre las que destacan la sardina, jurel y boquerón; además del pulpo y el corruco o el langostino. La longitud del muelle pesquero es de 406 metros. La bocana presenta una profundidad de 5m, en el interior varía entre 1,5 y 4m.



Figura 2.- Arriba vista aérea del puerto de Estepona. Derecha parámetros espaciales principales del puerto de Estepona: superficie, anchura máxima, anchura bocana y longitud interior-bocana.

2.1.3.- Puerto de Chipiona (Atlántico)

El puerto de Chipiona es un puerto deportivo-pesquero situado en la desembocadura del río Guadalquivir (36° 44' 6" N y 6° 25' 7" W). Fue construido con fondos destinados a la promoción de la Expo 92 de Sevilla. En 1970 se creó la primera cooperativa de pescadores, que contaba con 16 embarcaciones pequeñas. Ya en 1983 había 45 embarcaciones de madera. La parte deportiva del puerto se encuentra dividida por dos dársenas, la primera de mayor capacidad orientada para barcos pequeños y la segunda de menor capacidad para barcos más grandes. Ambas dársenas se estructuran mediante pantalanés flotantes, debido al hecho de encontrarse en el Océano Atlántico, donde la diferencia entre la bajamar y la pleamar es bastante considerable, a diferencia de lo que ocurre en el Mediterráneo, por lo que estos pantalanés no pueden ser fijos. En la parte pesquera se encuentra la Lonja Municipal, donde se realiza la subasta de la pesca capturada. A esta lonja están asociados el 90% de los pescadores de Chipiona, y se estructura como una organización artesanal, debido a que el pescador sale a la mar y vuelve con el pescado donde se clasifica por variedad, calidad y talla. Los tipos de pescado que se recogen en sus aguas son los siguientes: el 75% róbalo, bailas, doradas, urtas, pargos y corvinas; 24% cazón, lenguado, acedía y chocos y el 1% mariscos: cangrejos, centollos, nécoras, almejas, bogavantes y langostas.

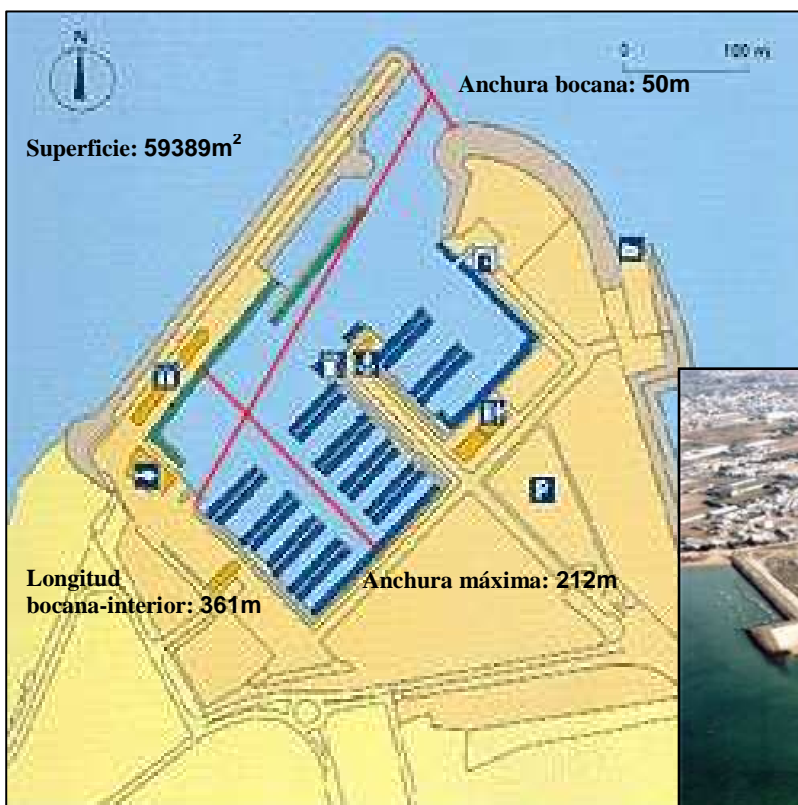


Figura 3.- Abajo fotografía aérea del puerto de Chipiona. Izquierda parámetros espaciales principales del puerto Chipiona: superficie, anchura máxima, anchura bocana y longitud interior-bocana.



2.1.4.- Puerto Marina La Bajadilla (Mediterráneo)

El puerto deportivo-pesquero Marina La Bajadilla (Latitud: 36° 30' 25" N, Longitud: 4° 52' 33" W), es uno de los cuatro puertos que se ubican en el Municipio de Marbella, el cual pertenece a la provincia de Málaga, zona Mediterránea del litoral andaluz. Este puerto fue construido en 1955 como Puerto Pesquero de Marbella y no fue hasta el año 2000 cuando se reconvirtieron sus instalaciones para dotarlas de infraestructuras náutico deportivas, con la construcción de un muelle central y la instalación de cinco pantalanes perpendiculares. Hay que tener en cuenta que en el ángulo NE del puerto se encuentra desde hace 40 años la oficina principal de Marina Marbella, empresa importadora de primeras marcas con una amplia oferta de servicios náuticos, con el varadero de 15.000 metros cuadrados en el que se realizan toda clase de trabajos de reparación y mantenimiento. Por lo que el uso deportivo de estas infraestructuras es relativamente antiguo en comparación con otros puertos andaluces. Las actuales instalaciones cuentan con un total de 268 amarres para embarcaciones de 6 a 18 metros de eslora.

El puerto deportivo está directamente gestionado por la Empresa Pública Puertos de Andalucía, dependiente de la Consejería de Obras Públicas y Transporte del Gobierno Andaluz. También hay que tener en cuenta que, a pesar de estar situado en el Mediterráneo, la proximidad al estrecho de Gibraltar implica una cierta presencia de mareas. La zona pesquera ocupa todo el muelle de abrigo, donde amarra una flota compuesta por barcos de cerco y arrastre, preferentemente destinados a la pesca de sardinas, pulpos y cigalas. El puerto tiene prevista una importante ampliación hacia el sur (mar adentro) que multiplicará casi por tres su superficie desde las 16,2 hectáreas que ocupa en la actualidad, hasta las 45,8, lo que permitirá aumentar el número de amarres hasta los 676, conservando las instalaciones pesqueras y generando nuevos espacios, entre ellos una enorme superficie de varada



Figura 4.- Abajo fotografía aérea del puerto Marina La Bajadilla (Marbella). Izquierda parámetros espaciales principales de puerto Marina La Bajadilla: superficie, anchura máxima, anchura bocana y longitud interior-bocana.

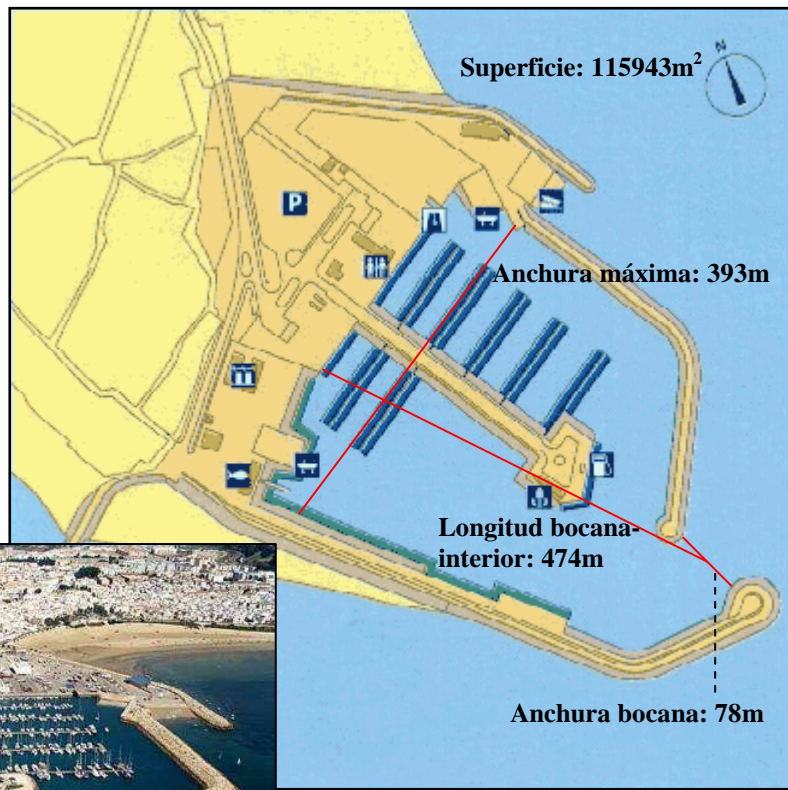


2.1.5.- Puerto de Rota (Atlántico)

El puerto pesquero de Rota se encuentra situado en el extremo norte de la bahía de Cádiz (Latitud: $36^{\circ}36'56,4''\text{N}$; Longitud: $6^{\circ}20'57,8''\text{W}$). El puerto se asienta sobre una gran explanada, prolongación del casco urbano de Rota, y su tipología es pesquero-deportiva. La actividad pesquera es fundamentalmente artesanal, destacando el palangre y trasmallo. La flota actual consta de 22 barcos que faenan esencialmente en la bahía de Cádiz. Las especies más representativas por volumen de pesca son, entre otras, el choco, corvina, lenguado, langostinos, brecas y merluza. También se realiza la pesca del pulpo mediante cántaros atados unos a otros con cabos, que son sumergidos y posteriormente recogidos con la pesca en su interior. Toda la pesca desembarcada se vende en la lonja del puerto diariamente. La bocana del puerto tiene un espigón a babor y otro a estribor

con el balizamiento correspondiente. El muelle pesquero ha sido actualmente ampliado en 110 metros.

Figura 5.- Abajo fotografía aérea del puerto de Rota. Derecha parámetros espaciales principales del puerto de Rota: superficie, anchura máxima, anchura bocana y longitud interior-bocana.



2.1.6.- Puerto de Benalmádena (Mediterráneo)

El puerto deportivo de Benalmádena, también conocido como Puerto Marina, es un puerto marítimo situado en la costa de Málaga (36° 36' latitud Norte, 4° 31' longitud Oeste). Este puerto deportivo fue inaugurado en 1979 con el nombre de Puerto Príncipe y en 1982 se inauguró como Puerto Marina. Se caracteriza por su particular arquitectura que le ha otorgado cierto reconocimiento mundial. Consta de 1.108 puntos de atraque con capacidad para embarcaciones de hasta 35 metros de eslora y un calado de hasta 5 metros. Concentra una gran parte de la oferta turística del municipio y en él se alojan establecimientos de todo tipo: Capitanía Marítima, hoteles, restaurantes, discotecas,

tiendas, el Club Náutico Marítimo de Benalmádena, una zona residencial de lujo y un acuario entre otras actividades de ocio.

Figura 6.- Derecha fotografía aérea del puerto de Benalmádena. Abajo parámetros espaciales principales de Puerto de Benalmádena: superficie, anchura máxima, anchura bocana y longitud interior-bocana.



2.1.7.- Puerto de Barbate (Atlántico)

El puerto pesquero-deportivo de Barbate está situado en el núcleo urbano del pueblo que le da nombre en la costa atlántica, muy próximo al estrecho de Gibraltar ($36^{\circ}10' 46.28''$ N, $5^{\circ}55' 31.14''$ O). Barbate tiene gran tradición marinera que se remonta a la época fenicia y romana, y su economía está basada fundamentalmente en la actividad pesquera. La flota pesquera está compuesta por aproximadamente 86 barcos, de los cuales 28 son traíñas que se dedican a la pesca del boquerón y sardina en los caladeros marroquíes. El resto constituye la flota artesanal que faena en la bahía de Barbate. La captura principal es la tradicional de esta zona, la pesca del atún por el sistema de almadraba que se efectúa en los meses de abril a junio de cada año. En el mes de abril se captura el atún de derecho y en el mes de octubre el atún de revés que anteriormente ha sido engordado en piscinas formadas por redes. La bocana del puerto se encuentra mirando al este y para el acceso al mismo existe un canal de entrada con un calado de barra de aproximadamente 4,5 m, señalado por las boyas de balizamiento correspondientes. La longitud de muelle para el atraque de las embarcaciones pesqueras es de unos 971 m. Dividido en dos muelles, el de Ribera tiene una extensión de 500 m y el de Poniente 471 m.



Figura 7.- Izquierda fotografía aérea del puerto de Barbate. Abajo parámetros espaciales principales de puerto de Barbate: superficie, anchura máxima, anchura bocana y longitud interior-bocana.

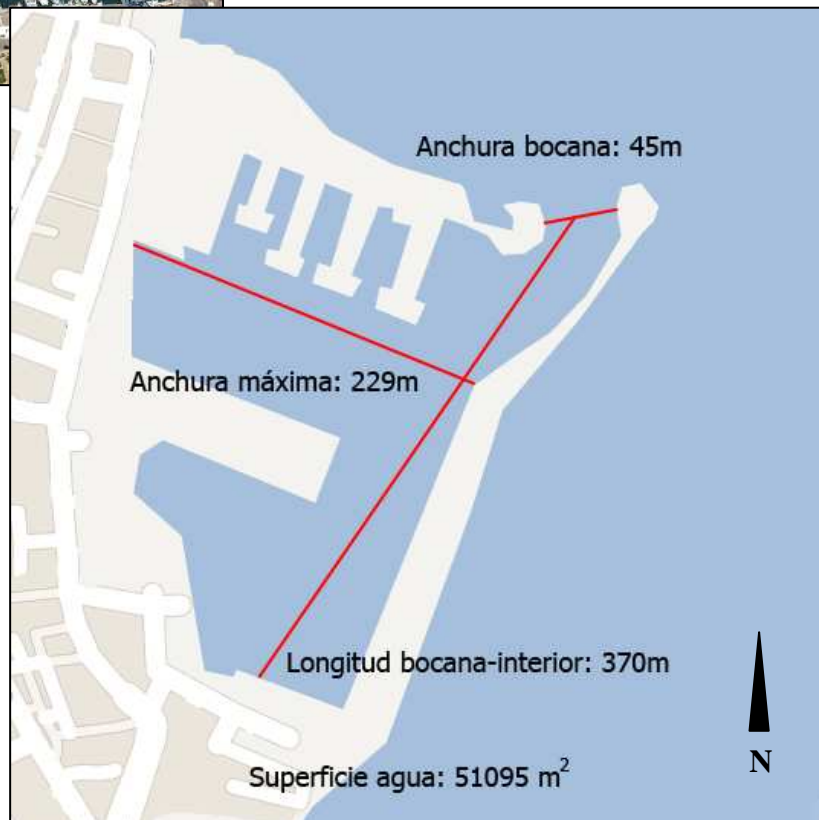


2.1.8.- Puerto de Roquetas de Mar (Mediterráneo)

El puerto pesquero de Roquetas de Mar está situado en el suroeste de la provincia almeriense, a 18 km de la capital, en la franja litoral del Campo de Dalías ($36^{\circ} 45' 27,21''$ N, $2^{\circ} 36' 11,28''$ O). El núcleo urbano cuenta aproximadamente con unos 86.000 habitantes y ha alcanzado un gran desarrollo, consecuencia del crecimiento de la producción agrícola y del turismo. La zona deportiva tiene capacidad para 183 amarres. La flota pesquera está compuesta de 35 embarcaciones, mayoritariamente artesanales, que utilizan el palangre y el cerco, siendo su espacio de actividad el comprendido entre Aguadulce y Punta Entinas. Las especies más abundantes son el salmonete, pulpo, jibia, mero, gallineta, atún sable y bacaladilla.



Figura 8.- Izquierda fotografía aérea del puerto de Roquetas de Mar. Abajo Parámetros espaciales principales de puerto de Roquetas de Mar: superficie, anchura máxima, anchura bocana y longitud interior-bocana.



2.2.- METODOLOGÍA MUESTREO

Para cada uno de los puertos se estudiaron tres hábitats diferentes: sustrato natural rocoso, escollera y muro vertical. El sustrato natural corresponde a los roquedos y plataformas de abrasión naturales adyacentes a las instalaciones portuarias, el sustrato tipo escollera, a los diques de abrigo formados por bloques de cantera u hormigón, y el sustrato tipo muro vertical, a la zona interior del recinto formado por paredes de hormigón. Se ubicaron un total de cinco estaciones de muestreo en cada hábitat. La distancia de separación entre estaciones se determinó en función de la longitud del dique principal de abrigo, procurando que la distribución de éstas fuera equidistante. También se procuró que la longitud de los diques principales de los puertos seleccionados fuera similar.

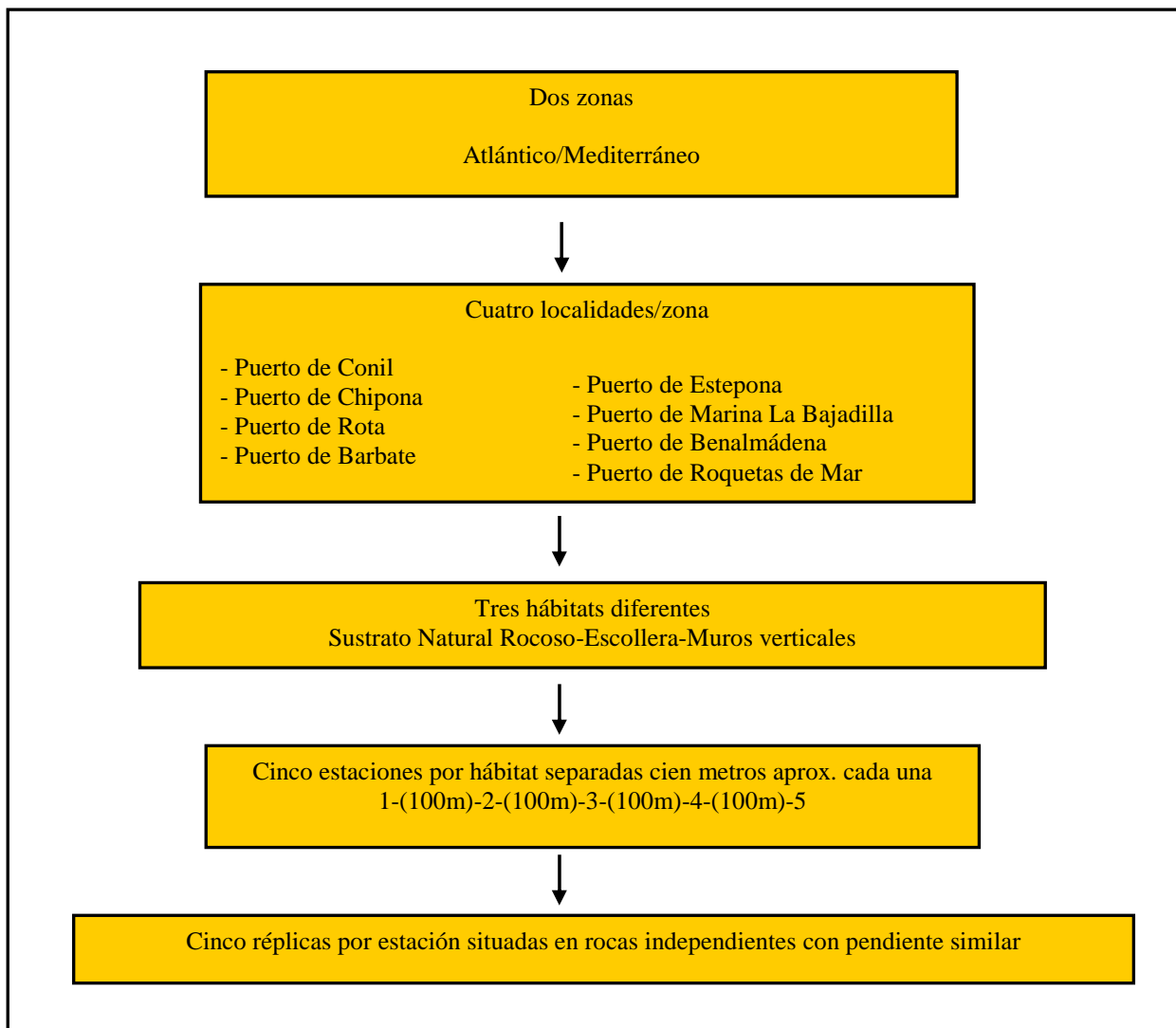


Figura 9.- Esquema del diseño de muestreo utilizado en el estudio.

2.2.1.- Muestreo de organismos

Las especies de las comunidades rocosas intermareales viven segregadas en cinturones o facies en función de su tolerancia al tiempo de emersión determinados por las mareas y las interacciones bióticas. Para poder caracterizar las comunidades se decidió estudiar dos alturas diferentes correspondientes, respectivamente, al mediolitoral inferior (MLI) y al mediolitoral superior (MLS). En la zona Atlántica se muestreó a una altura de 1 metro, para el MLI, y de dos metros, respecto al MLS, por encima del nivel cero de marea. En el área Mediterránea, se analizó la comunidad a 0,25 cm (MLI) y 0,75 cm (MLS). La diferencia de alturas se debe al régimen de mareas dominante en cada zona (figura 10).

Puesto que la marea del Atlántico Norte, en las proximidades del Estrecho, alcanza rangos que superan los 2 metros, mientras que en el Mediterráneo, ésta raramente alcanza 1 metro (Candela, 1991), en cada una de las estaciones la comunidad rocosa intermareal se analizó estimando *in situ* la cobertura vegetal y animal en cada uno de los niveles definidos. El cálculo se estableció sobre una superficie de 25 x 25 cm por medio de una cuadrícula con 25 subcuadrículas (figura 10). Se analizaron un total de cinco réplicas en cada estación. Las réplicas se repartieron en rocas independientes con la finalidad de evitar problemas de pseudoreplicación.

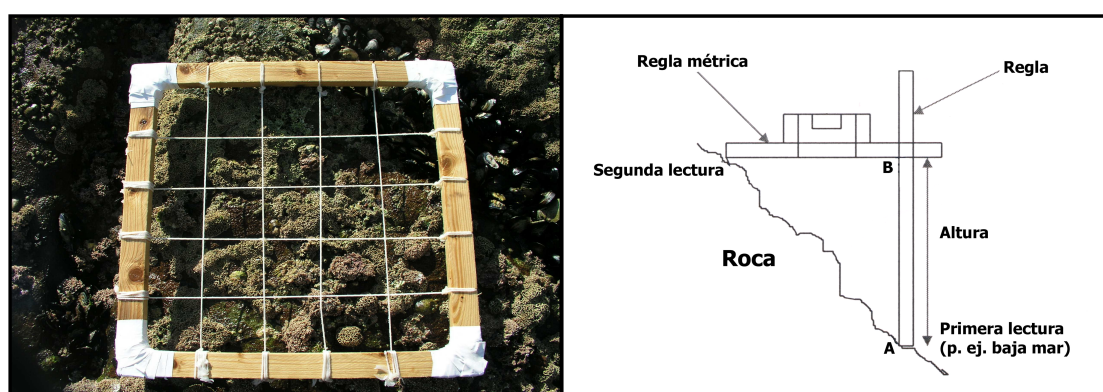


Figura 10.- Derecha: detalle de las cuadrículas utilizadas para la estima de cobertura. Izquierda: esquema de la metodología utilizada para el cálculo de las diferentes alturas.



Figura 11.- Mapa de distribución de las estaciones de muestreo para el análisis de la comunidad rocosa intermareal del puerto de Conil (A), del puerto de Estepona (B), del puerto de Chipiona (C), del puerto de Marina La Bajadilla (D), del puerto de Rota (E), del puerto de Benalmádena (F), del puerto de Barbate (G) y el puerto de Roquetas de Mar (H). EE (escollera externa), EI (escollera interna), SN (sustrato natural). Las flechas indican la posición del sustrato natural.

2.2.2.- Datos físico-químicos

En todos los puertos se realizó un análisis físico-químico de los sedimentos del fondo con el objetivo de evaluar el grado y tipo de contaminación presente en cada puerto. Para ello se tomaron de 3 a 4 muestras en el interior de cada puerto examinado, el número de muestras a tomar se determinó en función de la configuración espacial del puerto, tomándose 4 en aquellos que presentaban más de una zona de embolsamiento. En el exterior se analizaron 3 muestras de los sedimentos localizados en zonas externas adyacentes al puerto como referencia control. Estos datos son importantes porque actúan como testigos de las condiciones ambientales naturales de la zona. En el interior las muestras se tomaron siguiendo un gradiente desde la zona más interna hasta la bocana con la finalidad de detectar el efecto del hidrodinamismo sobre la concentración de los contaminantes en el sedimento. La toma de muestras de sedimento para el análisis físico-químico se realizó mediante una draga del tipo Van Veen, con una superficie operativa de $0,05 \text{ m}^2$ y un peso aproximado de 8 Kg. En las figuras que muestran los resultados se utilizan los siguientes acrónimos para la nomenclatura de los puertos estudiados: PC: puerto de Conil, PCH: puerto de Chipiona, PR: puerto de Rota, PBB: puerto de Barbate, PE: puerto de Estepona, PM: puerto de Marina La Bajadilla, PB, puerto de Benalmádena, PRM: puerto de Roquetas de Mar.

2.2.2.1.- Análisis del contenido en materia orgánica

El contenido en materia orgánica particulada (aquella presente en el componente del sedimento con tamaño de grano inferior a 0,5 milímetros) se obtiene mediante la calcinación de las muestras. Primero se realizó una etapa previa de secado a 40°C para poder separar el material de sedimento de las bolsas de muestreo y después un secado durante al menos 24 horas a 105°C para obtener el peso seco. De cada una se extrajeron 3 réplicas de 2 gramos de peso seco, que se calcinaron en horno mufla a 450°C durante 12-14 h. De esta forma, se evita que el CO_2 proveniente de los carbonatos se pierda. La diferencia entre el peso inicial y el peso de las cenizas resultantes expresado en porcentajes (peso seco libre de cenizas, PSLC) se interpreta como el contenido orgánico del sedimento (Crisp, 1984). La media de los resultados de las tres réplicas se considera como el valor del contenido en materia orgánica del sedimento.



Figura 12.- Mapa de distribución de las estaciones de muestreo para el análisis de sedimento del puerto de Conil (A), del puerto de Estepona (B), del puerto de Chipiona (C), del puerto de Marina La Bajadilla (D), del puerto de Rota (E), del puerto de Benalmádena (F), del puerto de Barbate (G) y el puerto de Roquetas de

2.2.2.2- *Análisis granulométrico*

La caracterización del tamaño de grano de los sedimentos, se realizó mediante un análisis granulométrico. La separación de la fracción arena limo-arcilla se hizo vía húmeda, y esta fracción se analizó por medio de la Técnica de Pipeteo, propuesta por Folk (1974). En cuanto a las arenas, se cuantificaron como fracción total.

2.2.2.3- *Análisis del contenido en N, S, P y metales*

Los sedimentos fueron almacenados en congelador hasta el momento de su preparación. Para su preparación, fueron descongeladas en un frigorífico y luego trasvasadas a un vaso de precipitado para proceder a su secado en una estufa a una temperatura de 60 °C. Transcurrido este tiempo, las muestras fueron molidas. Posteriormente el nitrógeno, fósforo y azufre fueron analizados en analizador elemental, marca Leco, modelo CHNS-932.

La preparación de muestra para su posterior medida en ICP consistió en la digestión de la misma en un digestor de microondas, marca Anton Paar, modelo Multiwave 3000, con rotor de 16 posiciones. Tras la digestión, las muestras fueron enrasadas hasta un volumen final de 25 ml, y fueron analizadas en espectrómetro de emisión mediante plasma acoplado inducido, marca Horiba Jobin-Yvon, modelo Ultima 2. Las longitudes de ondas, en nm, a las que fueron medidos los metales son las siguientes:

- | | | |
|---------------|---------------|---------------|
| • Cr: 267.716 | • Ag: 328.068 | • Pb: 220.353 |
| • Cu: 324.754 | • Cd: 226.502 | • V: 311.071 |
| • Fe: 271.441 | • Mn: 257.610 | • P: 178.229 |
| • Ni: 231.604 | • As: 193.695 | • S: 181.978 |
| • Zn: 213.856 | • Hg: 194.163 | |

Los patrones empleados en las medidas del ICP, fueron de la marca Merck, con el siguiente n° de lote:

- Multielemental IV: lote HC825498
- Monoelemental de Vanadio: lote HC751649
- Monoelemental de Mercurio: lote OC484183
- Monoelemental de Arsénico: lote OC530311

2.2.2.4- Análisis del contenido en hidrocarburos totales y compuestos organoestánicos (TBT y DBT)

La determinación de los niveles de hidrocarburos totales se estimó mediante técnica de espectrofotometría de infrarrojos, mientras que los TBT/DBT fueron medidos por cromatografía de gases con detector de espectrometría por masas.

Tras su recolección, las muestras fueron congeladas y conservadas hasta su análisis. El análisis fue realizado por los laboratorios del grupo Interlab, en Madrid, con número de referencia OF09/00201 REV 2.0.

Para el procesamiento de los hidrocarburos totales de las muestras se llevó a cabo un proceso de homogeneización, tras el cual se tomaron entre 2 y 5 gramos de las mismas, realizándose un proceso de extracción en varias etapas con tetracloruro de carbono. Después, el extracto obtenido se cuantificó en infrarrojos, teniendo en cuenta las bandas de 3030, 2960 y 2930.

2.2.3- Tratamiento de la información

2.2.3.1- Análisis univariante

El número total de especies (S) y el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') (Shannon y Weaver, 1963) fueron calculados a partir de los datos de cobertura. También se calculó la media de las réplicas por estación y su desviación estándar. La comparación de los valores del índice de diversidad de Shannon (H') y el número de especies (S) detectados en cada estación se realizó mediante un análisis de varianza

(ANOVA) factorial. Se considero (1) el factor “localidad” como fijo (seis niveles: cada uno de los puertos estudiados) y ortogonal; (2) el factor “sustrato” como fijo (tres niveles: natural, escollera y muro vertical) y ortogonal; (3) el factor “sitio” como aleatorio (tres niveles: número de estaciones) y anidado al factor localidad (Underwood, 1997). Por tanto, en cada uno de los niveles (inferior y superior) se compararon los valores del índice de diversidad (H') y número de especies (S) en función de los factores: localidad y tipo de sustrato. Para el análisis multifactorial se requiere que el número de estaciones analizadas esté balanceado, es decir, que se incluyan el mismo número de estaciones para cada uno de los tipos de sustrato analizados (Underwood 1997). Por este motivo, en el análisis sólo se incluyeron seis puertos, quedando fuera del análisis del Puerto de Barbate y el Puerto de Estepona. El Puerto de Barbate se excluyó debido a que la zona interna de las instalaciones está constituida íntegramente por piedra de escollera y no presenta ninguna zona formada por muro vertical. El Puerto de Estepona se excluyó aleatoriamente para que el número de puertos localizados en la zona atlántica y en la zona mediterránea fuera el mismo. De las cinco estaciones analizadas en cada uno de los tipos de sustrato sólo se utilizaron tres para el análisis, debido a que sólo se pudieron localizar tres estaciones correspondientes al sustrato tipo “muro vertical” ya que el interior de la mayoría de puertos se encuentra conformados por zonas mixtas de muro vertical y escollera.

Todos los análisis univariantes fueron realizados mediante el programa informático PRIMER[®] 6. Los análisis de frecuencia de tallas se realizaron mediante el programa SPSS[®] 15.0. Para detectar posibles diferencias en las variables estudiadas se realizaron tests ANOVA, verificando la homogeneidad de varianzas mediante el test de Cochran. Estos análisis univariantes se llevaron a cabo mediante el paquete GMAV[®] 5.0.

2.2.3.2 *Análisis multivariante*

La afinidad entre estaciones basada en parámetros ambientales se estableció a través de análisis cluster usando el algoritmo UPGMA (unweighted pair group method using arithmetic averages) (Sneath y Sokal, 1973) basado en las distancias euclídeas. Para el análisis de los cambios en la estructura de las comunidades, mediante análisis multivariantes, se ha seguido básicamente la estrategia propuesta por Clarke (1993),

basada en la clásica de Field *et al.* (1982). Para analizar las afinidades entre estaciones o entre periodos en base a los datos biológicos se ha empleado el índice de similaridad de Bray-Curtis (Bray y Curtis, 1957). Este índice posee la propiedad de no estar afectado por las dobles ausencias de taxones, de incluir las presencias simples, y de no variar su valor con un cambio en la escala de medidas (Clarke y Warwick, 1994). A partir de la matriz de similaridad, las estaciones se clasificaron mediante un análisis MDS utilizando el algoritmo de agrupación UPGMA (unweighted pairgroup method using arithmetic averages). Así mismo, el coeficiente de estrés de Kruskal se usó para determinar la fiabilidad de la ordenación (Kruskal y Wish, 1978). Este tipo de análisis es relativamente sencillo de interpretar ya que gráficamente puede observarse que las estaciones más próximas son las más parecidas entre sí (según la composición de sus comunidades, tanto desde un punto de vista cualitativo como cuantitativo). Los grupos identificados como estadísticamente significativos utilizando el test SIMPROF ($p < 0.05$) se consideraron que tenían similares comunidades biológicas.

3.- RESULTADOS

3.1.- CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DE LOS SEDIMENTOS

3.1.1.- Metales pesados

Los resultados obtenidos se expresan gráficamente mediante histogramas (figura 13). La distribución de las estaciones se detalla en los mapas de ubicación (figura 12). Los datos indican una mayor contaminación en los sedimentos del Mediterráneo respecto a los sedimentos del Atlántico. En el caso del magnesio, vanadio y plomo estas diferencias fueron menores. Por otro lado, en la mayoría de puertos estudiados los sedimentos internos estaban más contaminados que los externos, aunque estas diferencias fueron más acusadas en los puertos de la zona atlántica.

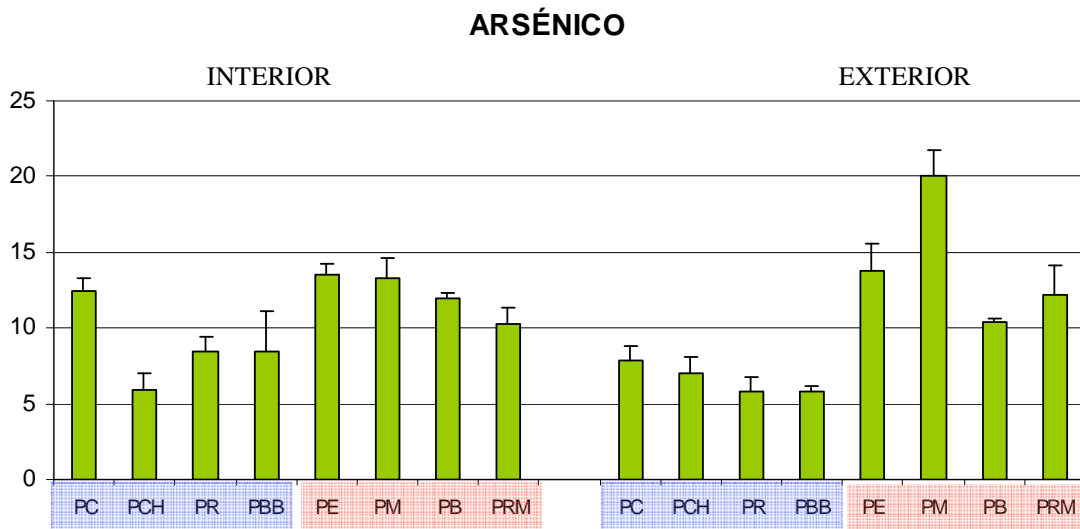


Figura 13.- Contenido en metales pesados expresado en mg/Kg detectados en los sedimentos. Los puertos ubicados en el Atlántico y en el Mediterráneo se reseñan en azul y rojo respectivamente.

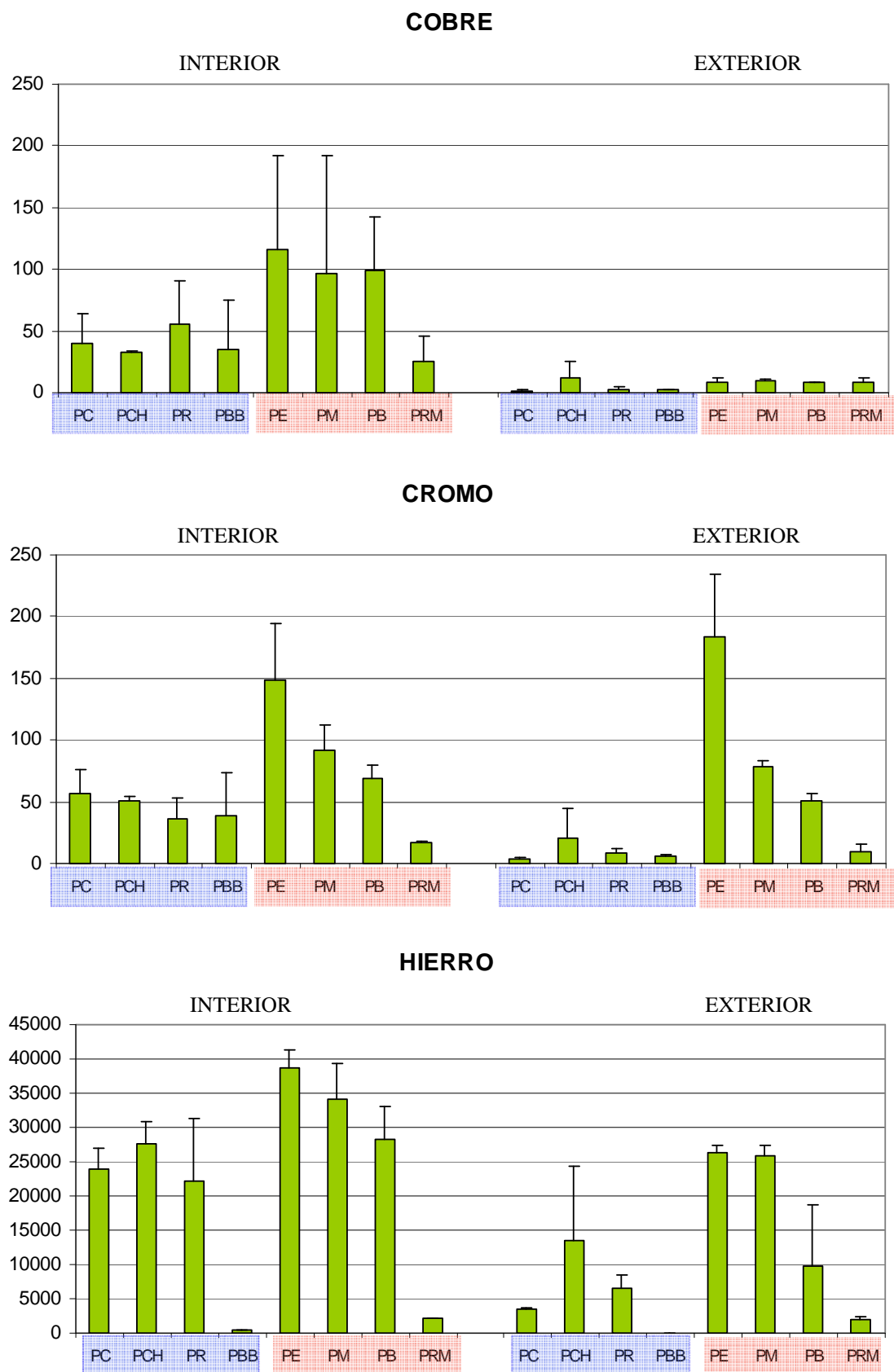


Figura 13.- Contenido en metales pesados expresado en mg/Kg detectados en los sedimentos. Los puertos ubicados en el Atlántico y en el Mediterráneo se reseñan en azul y rojo respectivamente.

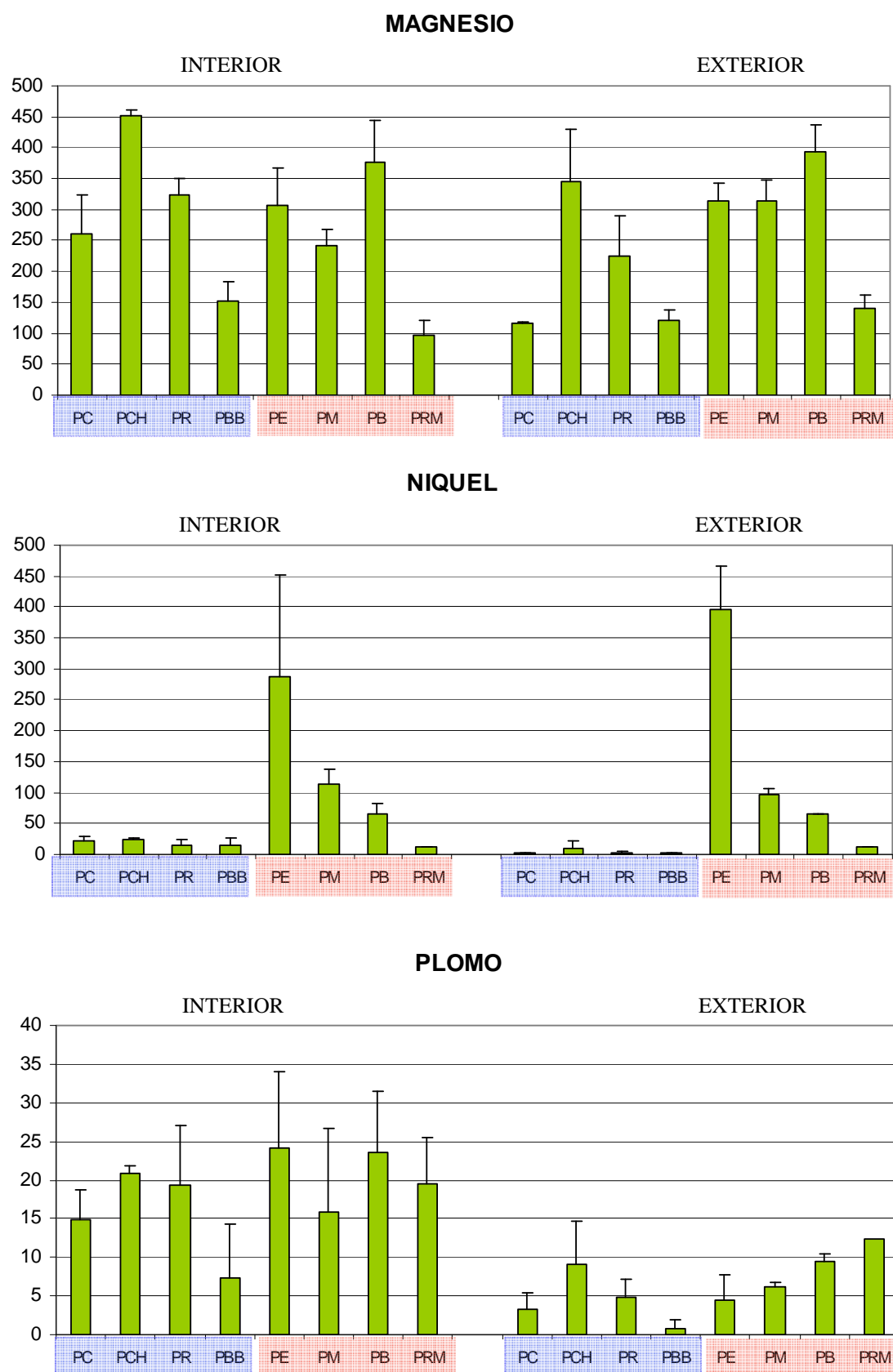


Figura 13.- Contenido en metales pesados expresado en mg/Kg detectados en los sedimentos. Los puertos ubicados en el Atlántico y en el Mediterráneo se reseñan en azul y rojo respectivamente.

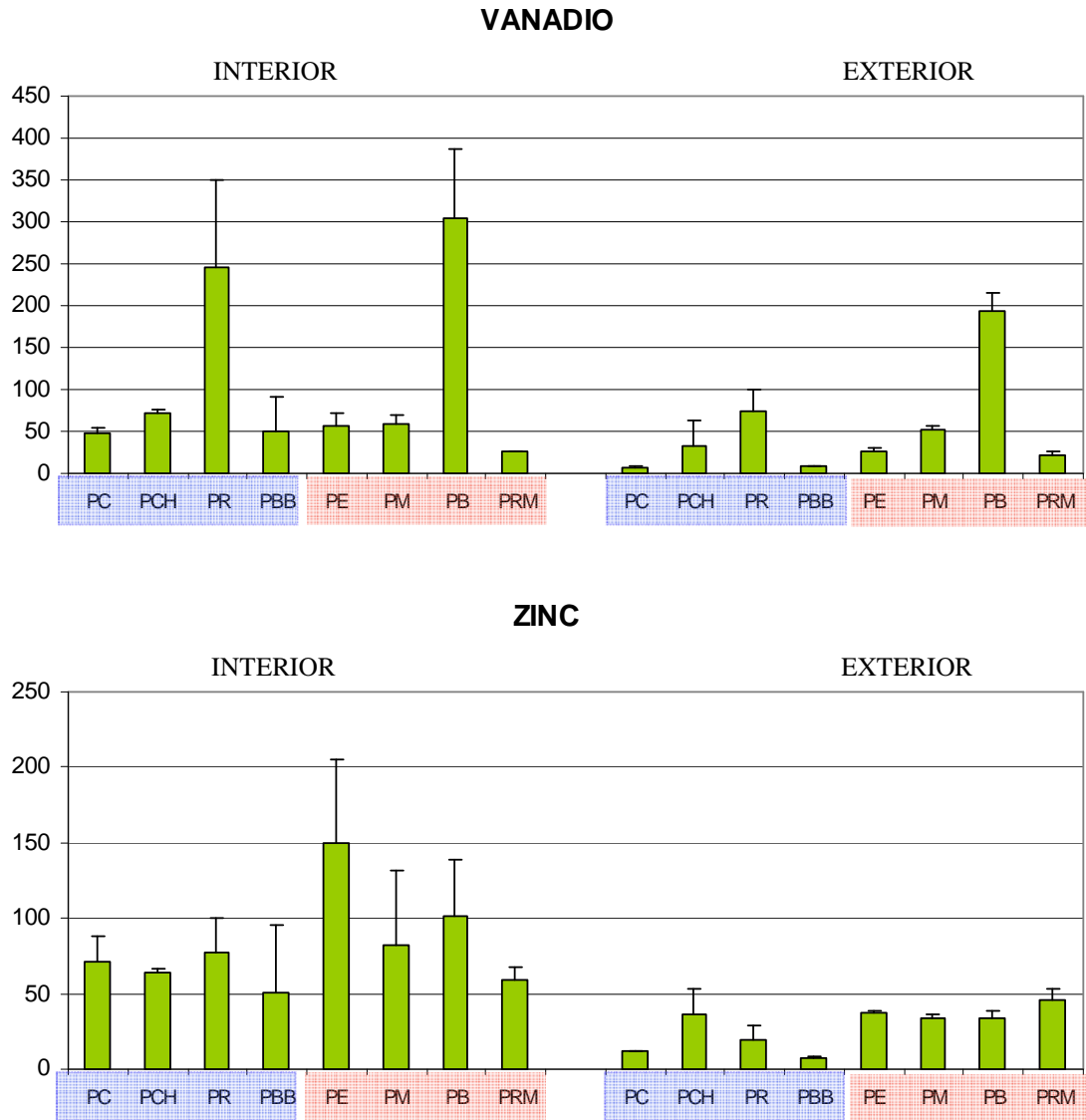


Figura 13.- Contenido en metales pesados expresado en mg/Kg detectados en los sedimentos. Los puertos ubicados en el Atlántico y en el Mediterráneo se reseñan en azul y rojo respectivamente.

3.1.2.- Contenido en Nitrógeno, Azufre y Fósforo

Los resultados obtenidos se expresan gráficamente mediante histogramas (figura 14). La distribución de las estaciones se detalla en los mapas de ubicación (figura 12). Las mayores diferencias de concentración se dieron entre los sedimentos internos y los sedimentos externos. El patrón fue claro y mostró una mayor concentración en la zona interna. Sin embargo, las diferencias entre el área atlántica y el área mediterránea fueron menores.

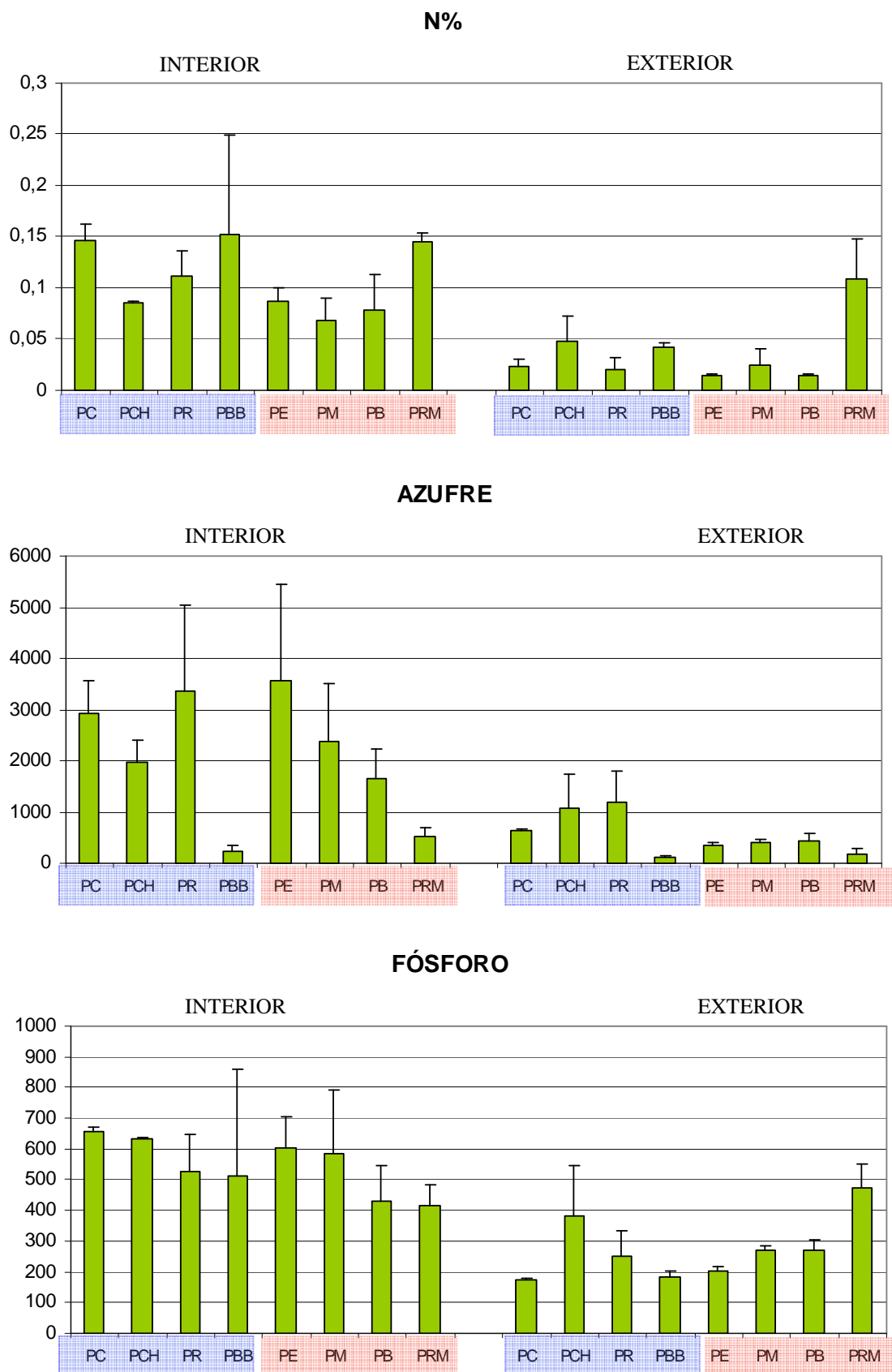


Figura 14.- Contenido en nitrógeno, expresado en porcentaje, azufre y fósforo, expresado en mg/Kg, detectados en los sedimentos. Los puertos ubicados en el Atlántico y en el Mediterráneo se reseñan en azul y rojo

3.1.3.- Contenido en materia orgánica (M.O.)

Los resultados obtenidos se expresan gráficamente mediante histogramas (figura 15). La distribución de las estaciones se detalla en los mapas de ubicación (figura 12). La materia orgánica mostró una mayor concentración en los sedimentos de las zonas interiores respecto a las zonas exteriores. Tampoco se encontraron diferencias entre el área atlántica y el área mediterránea.

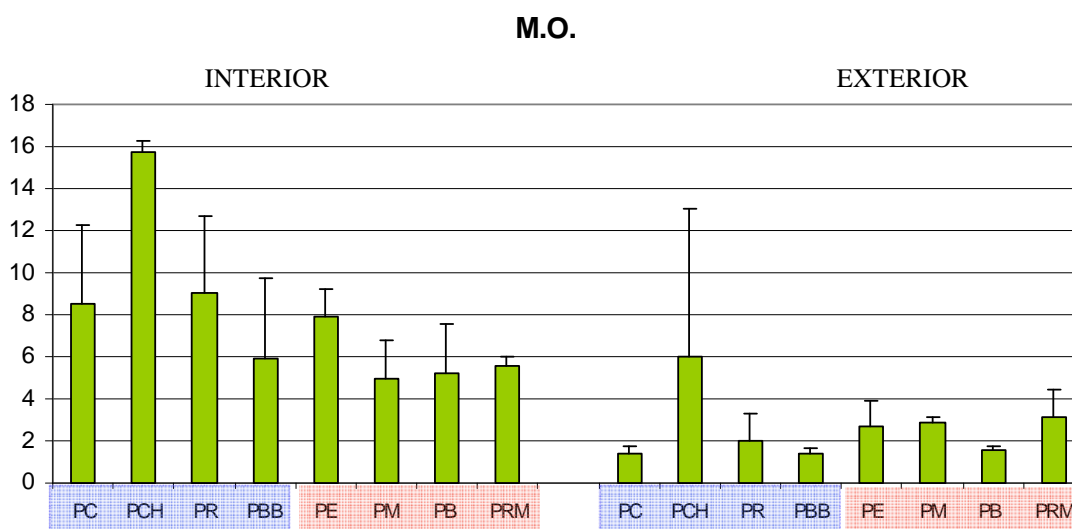


Figura 15.- Contenido en materia orgánica expresado en mg/Kg detectados en los sedimentos. Los puertos ubicados en el Atlántico y en el Mediterráneo se reseñan en azul y rojo respectivamente.

3.1.4.- Contenido en hidrocarburos totales y compuestos organoestánicos (TBT y DBT)

La caracterización del contenido en hidrocarburos totales, TBT y DBT solo se realizó en dos estaciones. Una situada en el punto más interno y otra en el exterior de los puertos estudiados. Los resultados obtenidos se expresan gráficamente mediante histogramas (figura 16). La distribución de las estaciones se detalla en los mapas de ubicación (figura 12). Los datos indican que la contaminación por hidrocarburos y compuestos organoestánicos es mucho mayor en los sedimentos del área mediterránea respecto al área atlántico, especialmente en los sedimentos interiores portuarios. Estas diferencias entre sedimentos interiores y exteriores fueron especialmente acusadas en el caso de los compuestos organoestánicos.

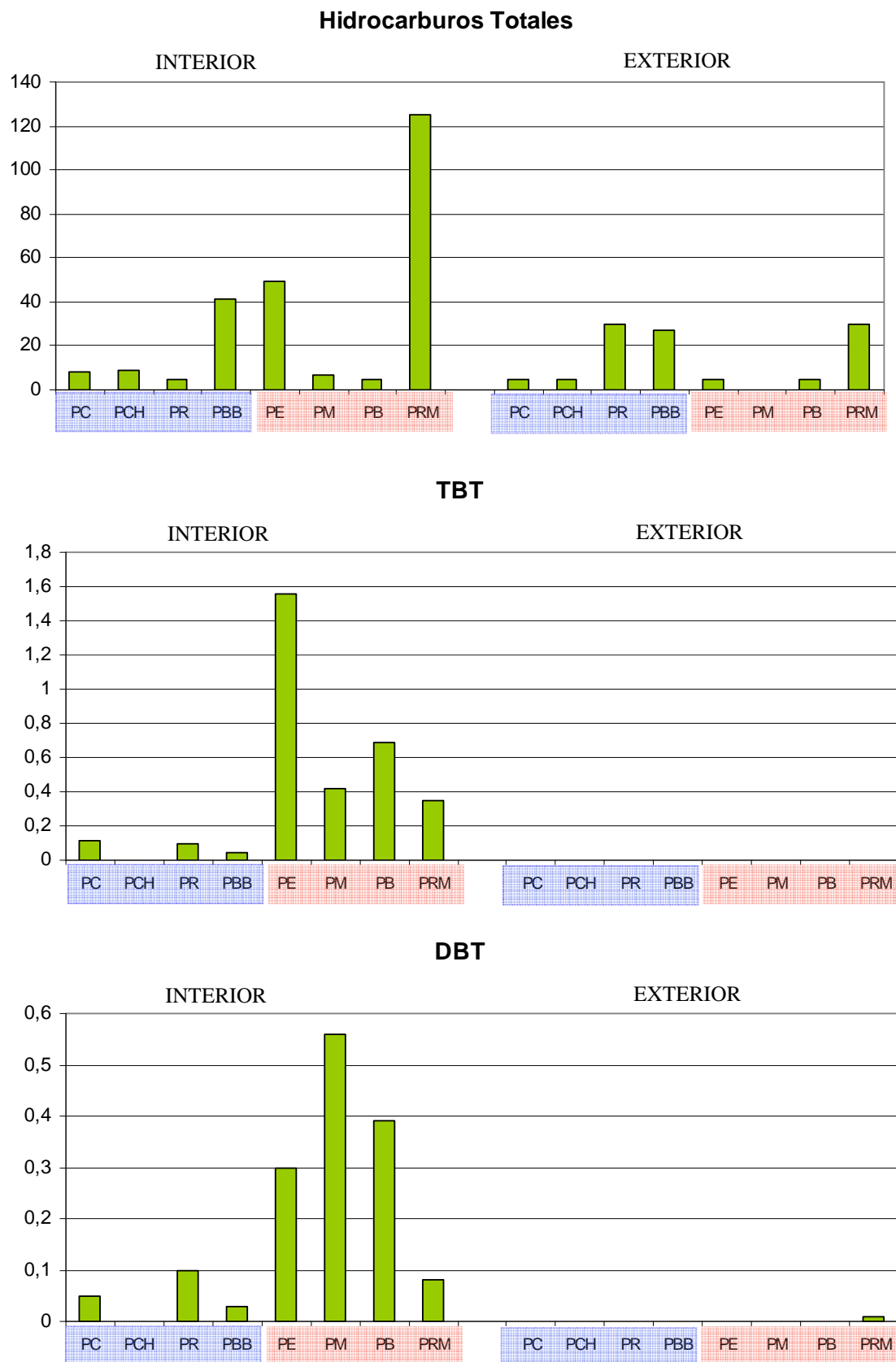


Figura 16.- Contenido en hidrocarburos totales y compuestos organoestánicos (TBT/DBT) expresados en mg/Kg detectados en los sedimentos. Los puertos ubicados en el Atlántico y en el Mediterráneo se reseñan en azul y rojo

3.1.5.- Análisis granulométricos de los sedimentos

Los resultados obtenidos se expresan gráficamente mediante diagrama de barras (figura 17). La distribución de las estaciones se detalla en los mapas de ubicación (figura 12). Aunque los datos no indicaron un patrón claro, parece que en los sedimentos internos la proporción de limos y arcillas es mayor que en los sedimentos exteriores. No se detectaron diferencias entre los sedimentos atlánticos y los mediterráneos.

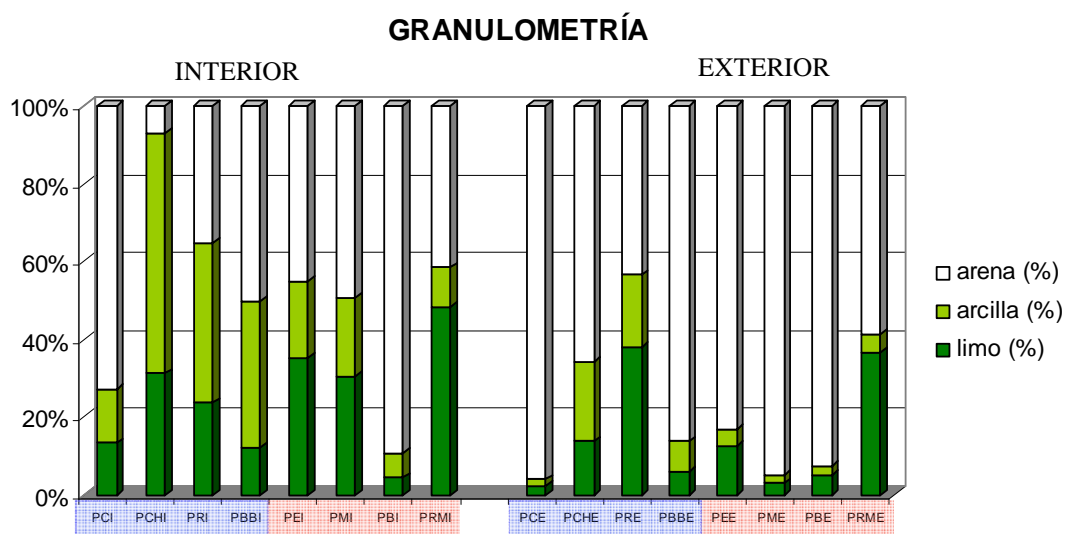


Figura 17.- Caracterización granulométrica de los sedimentos de los diferentes puertos estudiados. Los puertos ubicados en el Atlántico y en el Mediterráneo se reseñan en azul y rojo respectivamente.

3.1.6.- Análisis multivariantes

Los resultados del análisis de ordenación MDS sobre los parámetros físico-químicos medidos en los sedimentos de los diferentes puertos estudiados indicaron como patrón general una segregación clara entre las estaciones internas y las estaciones externas (figura 18). En el grupo de estaciones externas quedaron también agrupadas las estaciones internas del puerto de Barbate y del puerto de Roquetas de Mar, lo que indica una buena calidad ambiental de los sedimentos interiores de ambos puertos. Por otro lado, en el grupo de estaciones internas quedaron agrupadas las estaciones externas de

los puertos de Estepona y puerto Marina La Bajadilla, lo que señala una contaminación generalizada de los sedimentos de la costa de Málaga.

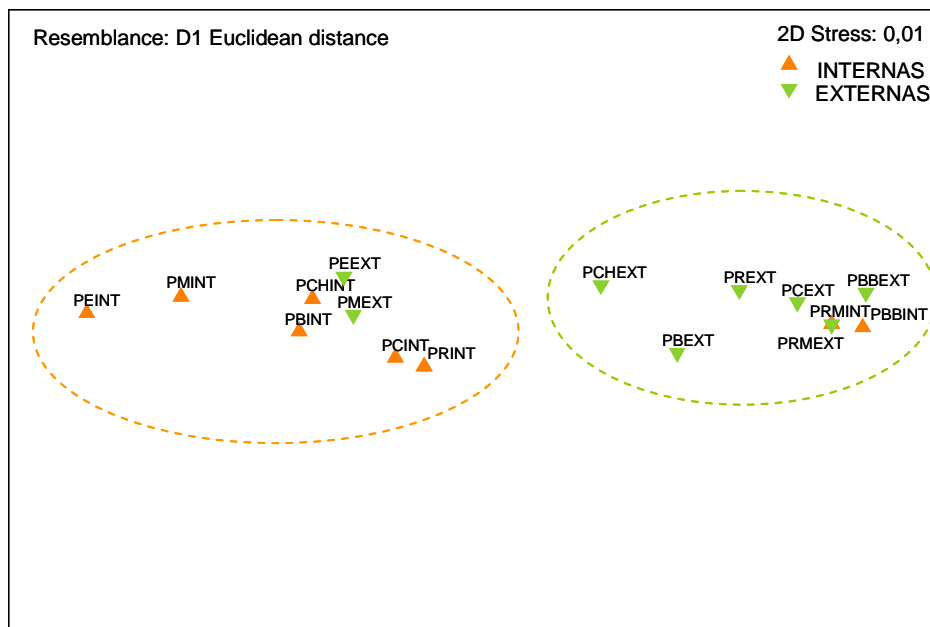


Figura 18.- Análisis de ordenación MDS de los parámetros físico-químicos estudiados en los sedimentos. En naranja y verde se muestran las estaciones internas y externas respectivamente. Las estaciones agrupadas por una línea discontinua indican los grupos homogéneos según el análisis SIMPROF ($p < 0.05$).

3.2.- ANÁLISIS DE LAS COMUNIDADES BIOLÓGICAS

3.2.1.- Comunidad rocosa intermareal

3.2.1.1.- Análisis descriptivos

Respecto al nivel inferior, los mayores valores para el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') (Shannon y Weaver, 1963) y el número total de especies (S) se registraron en los sustratos naturales, sin embargo tres puertos situados en la costa de Málaga mostraron similares valores entre los sustratos naturales y las escolleras externas. Los valores inferiores siempre se registraron en los muros verticales de los puertos (figura 19 y figura 20). En el nivel superior, se mantuvo el mismo patrón registrado en el nivel inferior. Los valores fueron más altos en los sustratos naturales,

excepto en los puertos del litoral de Málaga, en los cuales las escolleras externas y sustratos naturales fueron similares. Los valores inferiores también se registraron en los muros verticales. En los puertos de Rota y Barbate no se encontraron roquedos naturales adyacentes con altura suficiente para el estudio del nivel superior (figuras 21 y 22).

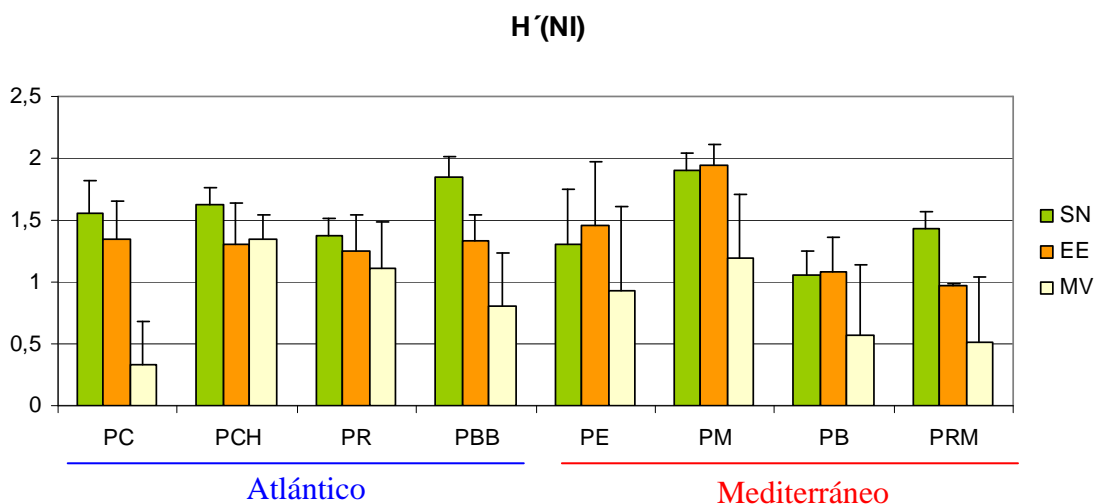


Figura 19.- Valores para el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') registrados en el nivel inferior. SN: sustrato natural, EE: escollera externa) y MV: muro vertical. Los datos que se muestran corresponden a los valores medios (\pm SD) de las 15 réplicas totales de localidad y tipo de sustrato (3 sitios x 5 réplicas).

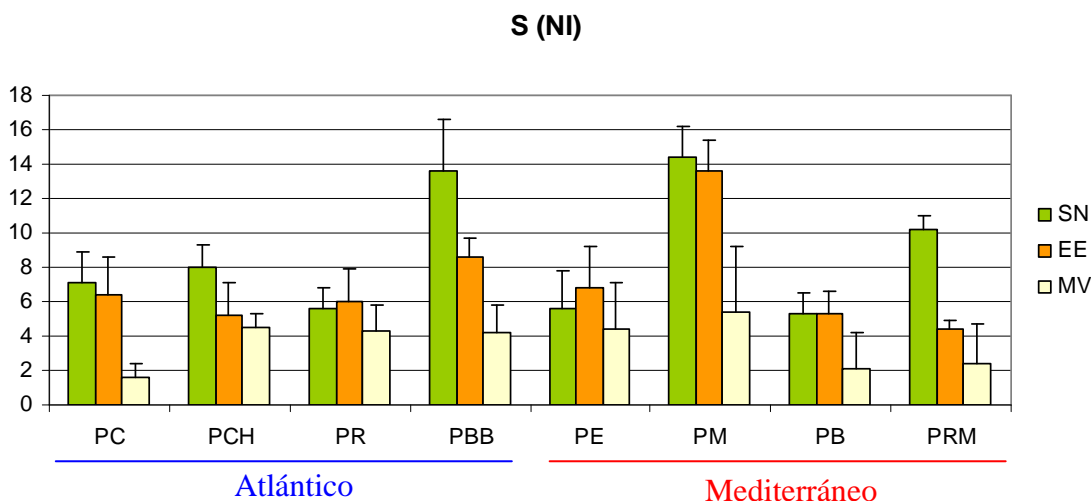


Figura 20.- Número de especies registradas (S) en el nivel inferior. SN: sustrato natural, EE: escollera externa y MV: muro vertical. Los datos que se muestran corresponden a los valores medios (\pm SD) de las 15 réplicas totales de localidad y tipo de sustrato (3 sitios x 5 réplicas).

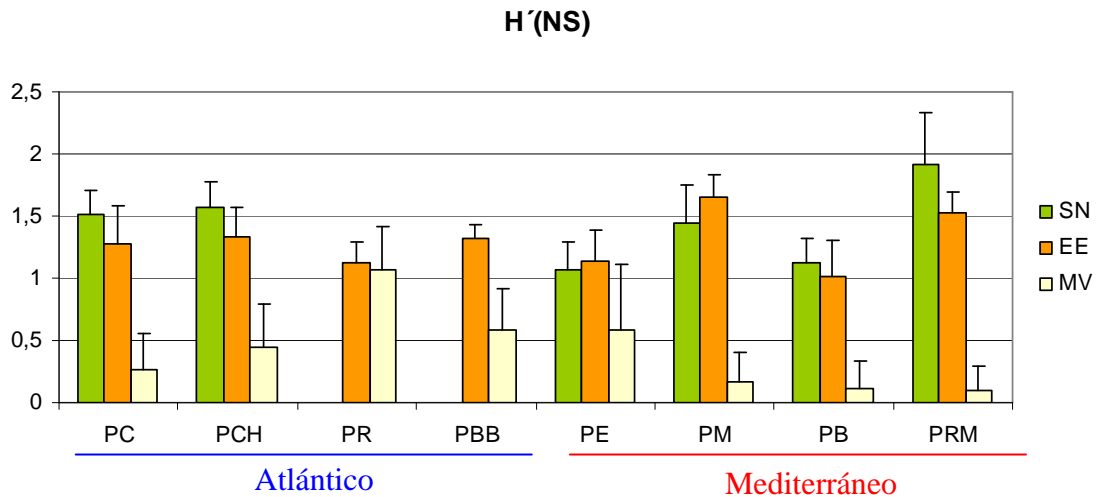


Figura 21.- Valores para el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') registrados en el nivel superior. SN: sustrato natural, EE: escollera externa) y MV: muro vertical. Los datos que se muestran corresponden a los valores medios (\pm SD) de las 15 réplicas totales de localidad y tipo de

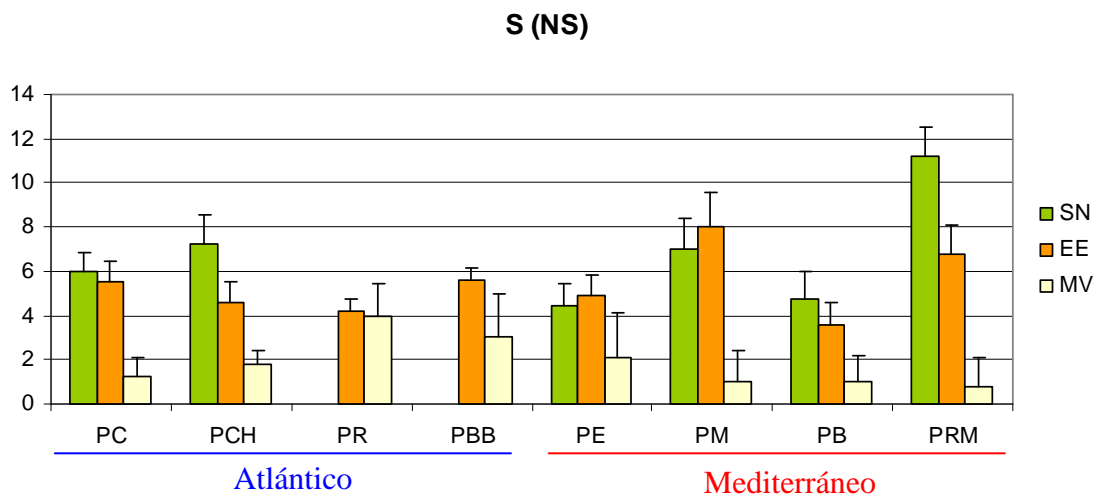


Figura 22.- Número de especies registradas (S) en el nivel superior. SN: sustrato natural, EE: escollera externa y MV: muro vertical. Los datos que se muestran corresponden a los valores medios (\pm SD) de las 15 réplicas totales de localidad y tipo de sustrato (3 sitios x 5 réplicas).

3.2.1.2.- Análisis multivariantes

El análisis de ordenación MDS realizado para la comunidad del nivel inferior (figura 23) mostró una tendencia a segregar las estaciones de los puertos de la zona atlántica de las estaciones de los puertos de la zona mediterránea. En el análisis realizado para las comunidades del nivel superior (figura 24), esta tendencia fue menor, quedando más agrupados.

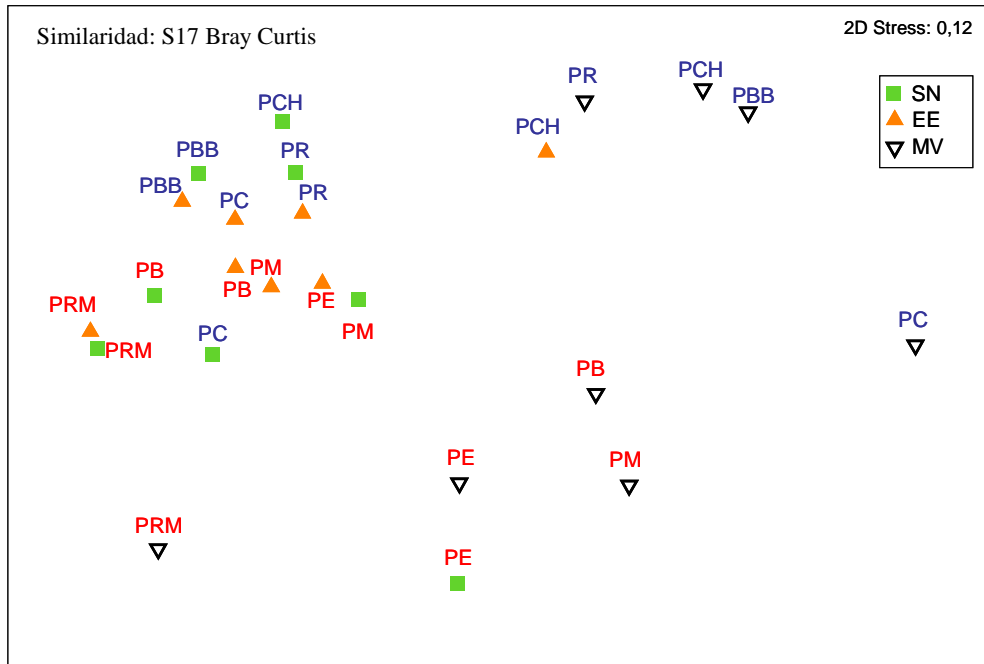


Figura 23.- Análisis de ordenación MDS para las comunidades del nivel inferior. SN: sustrato natural, EE: escollera externa y MV: muro vertical. En azul y en rojo las estaciones localizadas en puertos del Atlántico y del Mediterráneo respectivamente. La línea discontinua separa las estaciones

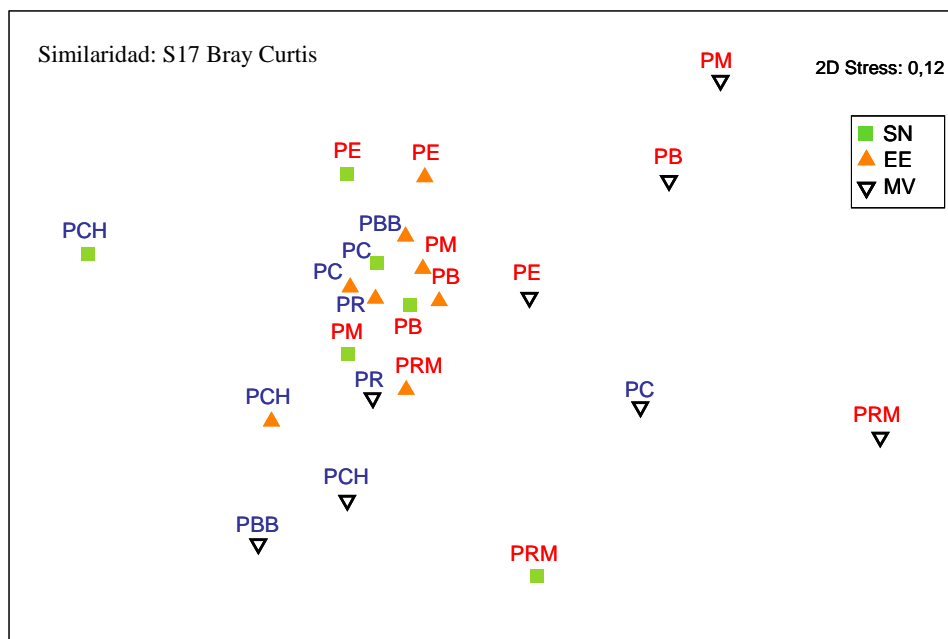


Figura 24.- Análisis de ordenación MDS para las comunidades del nivel superior. SN: sustrato natural, EE: escollera externa y MV: muro vertical. En azul y en rojo las estaciones localizadas en puertos del Atlántico y del Mediterráneo respectivamente. La línea discontinua separa las estaciones del Atlántico de las estaciones del Mediterráneo.

3.2.1.3.- Listado de especies

A continuación se incluye una tabla con las diferentes especies encontradas en los tres tipos de sustrato durante el estudio.

Tabla. 1.- Listado de especies para las comunidades del nivel inferior. Se indica la presencia (+) o ausencia () de cada una de ellas en cada uno de los tipo de sustrato estudiados.

	PC			PCH			PR			PBB			PE			PM			PB			PRM		
	EE	EI	SN	EE	EI	SN	EE	EI	SN	EE	EI	SN	EE	EI	SN	EE	EI	SN	EE	EI	SN	EE	EI	SN
<i>Actinia equina</i>													+							+			+	
<i>Anemonia sulcata</i>													+								+			
<i>Asparagopsis armata</i>	+		+							+		+	+			+		+						
<i>Balanus sp.</i>	+	+	+	+		+	+		+		+	+	+	+	+	+	+	+	+					
Biofilm				+	+		+	+						+			+			+			+	
<i>Bryopsis sp.</i>							+																	
<i>Cassostrea angulata</i>	+			+	+	+	+	+	+		+	+												
Ceramiales	+		+										+	+	+	+						+		+
<i>Chaetomorpha spp.</i>			+										+	+	+			+		+	+			
<i>Chthamalus stellatus</i>		+	+	+	+		+	+	+		+		+	+	+		+	+	+	+				
<i>Cladophora spp.</i>	+		+							+		+										+	+	
<i>Cladostephus spp.</i>																								
<i>Codium adhaerens</i>	+		+								+													
<i>Colpomenia sinuosa</i>			+				+			+		+			+			+			+		+	
<i>Corallina elongata</i>	+		+	+		+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Cymbula nigra</i>													+	+	+	+	+	+	+					
<i>Cystoseira tamariscifolia</i>																				+				+
<i>Dendropoma petraeum</i>	+		+			+			+			+			+									
<i>Dictyota dichotoma</i>							+					+				+							+	
<i>Enteromorpha spp.</i>	+	+	+				+		+				+											
<i>Gelidium spp.</i>	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+		+	+	+	+	+	+	+
<i>Gigartina spp.</i>																		+						
<i>Halopteris filicina</i>	+		+							+		+												+
<i>Hildenbrandia rubra</i>																+		+	+					
<i>Jania rubens</i>	+		+				+					+								+				+
<i>Laurencia sp</i>	+		+									+						+			+			
Liquen incrustante															+									
<i>Littorina spp.</i>																+	+							
Litothamniaceas	+		+			+	+			+		+	+	+	+	+		+	+		+			+
<i>Mytilus spp.</i>				+		+					+		+	+	+	+	+	+	+	+	+			+
<i>Nemalion helminthoides</i>																+								
<i>Padina pavonia</i>			+									+												+
<i>Paracentrotus lividus</i>															+									
<i>Patella caerulea</i>	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+				+
<i>Plocamium cartilagineum</i>																+								
Poliplacoforos						+																		
<i>Ralfsia verrucosa</i>	+		+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+				+
<i>Siphonaria pectinata</i>		+		+	+		+	+	+		+		+	+	+	+	+	+	+	+				
<i>Stramonita haemastoma</i>																+		+						
<i>Ulva lactuca</i>	+		+			+	+			+		+	+	+		+		+			+	+		+
<i>Valonia utricularis</i>	+		+									+				+								

Tabla 1.- Listado de especies para las comunidades del nivel superior. Se indica la presencia (+) o ausencia de cada una de ellas en cada uno de los tipo de sustrato estudiados.

	PC			PCH			PR		PBB		PE			PM			PB			PRM		
	EE	EI	SN	EE	EI	SN	EE	EI	EE	EI	EE	EI	SN	EE	EI	SN	EE	EI	SN	EE	EI	SN
<i>Actinia equina</i>			+			+															+	
Biofilm	+			+	+	+		+														
<i>Cassostrea angulata</i>	+					+		+														
<i>Chaetomorpha</i> spp.			+									+										
<i>Chthamalus stellatus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Corallina elongata</i>			+			+			+		+	+		+		+				+		+
<i>Dendropoma petraeum</i>						+																
<i>Enteromorpha</i> spp.	+	+									+											
<i>Gelidium</i> spp.			+	+		+		+		+				+		+			+	+		+
Liquen incrustantes												+										
<i>Littorina</i> spp.	+	+	+		+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Lithothamniaceas																						+
<i>Mytilus</i> spp.	+		+			+			+		+	+	+	+		+	+		+			+
<i>Nemalion helminthoides</i>											+			+						+		+
<i>Patella caerulea</i>	+		+				+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+		+
<i>Patella ferruginea</i>													+									
<i>Patella rustica</i>	+		+	+		+	+		+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+
<i>Porphyra</i> sp.				+							+											
Poliplacoforos						+																+
<i>Ralfsia verrucosa</i>	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+			+		+	+			+	+	+
<i>Siphonaria pectinata</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+		+
<i>Ulva lactuca</i>											+					+			+			

3.2.1.4.- *Análisis univariante*

El análisis de varianza (ANOVA) factorial realizado para el índice diversidad de Shannon (H') y el número de especies (S) en el nivel inferior mostró diferencias significativas para el factor localidad, sustrato y sitio (tabla 2). A su vez, también reveló interacciones entre los factores localidad- sustrato, sustrato-sitio. Para analizar las diferentes interacciones se realizó un test SNK (figuras 25, 26). Los resultados muestran que los muros verticales mostraron la diversidad y número de especies inferiores, llegando incluso a registrarse escenarios abióticos en algunas estaciones, especialmente en puertos del Mediterráneo. Por otro lado, los sustratos naturales presentaron principalmente la mayor diversidad y número de especies respecto a los sustratos tipo escollera. Sin embargo este patrón no se cumplió en todos los puertos y en todas las estaciones. lo que podría explicar las interacciones registradas. Para algunos puertos del Mediterráneo el sustrato tipo escollera presentó una diversidad mayor que los sustratos naturales. Sin embargo, este patrón tampoco se mantuvo dentro de cada puerto, ya que en algunos casos, se dieron diferencias de este patrón entre estaciones. Estas diferencias podrían explicar las interacciones registradas.

Las comunidades del nivel superior también revelaron diferencias significativas para los tres factores estudiados (tabla 3), sin embargo estas diferencias fueron menores que en el nivel inferior, especialmente para el factor localidad y el factor sitio. En el nivel superior también se registró la menor diversidad sobre los muros verticales y una mayor diversidad en los sustratos naturales respecto a los sustratos de tipo escollera. Este patrón se mantuvo en todos los puertos y estaciones estudiados. Sin embargo, el análisis indicó interacciones entre el factor localidad y sustrato, lo que podría deberse a la presencia de numerosas zonas abióticas en los muros verticales (figuras 27, 28).

Tabla 2.- Resultados del ANOVA de tres vías para el número de especies y diversidad de Shannon en el nivel inferior. MS=media cuadrática; P=nivel de significación; df=grados de libertad.

Source of variation	df	Nº especies (S)			Diversidad de Shannon (H')		
		MS	F	P	MS	F	P
Lo	5	54,2793	9,53	***	6559648,9037	18,80	***
Su	2	554,8593	115,68	***	7524122,9148	87,61	***
Si(Lo)	12	5,6963	3,66	***	7373892,5519	4,74	***
LoxSu	10	17,4104	3,63	**	5331649,7193	3,63	**
SuxSi (Lo)	24	4,7963	3,08	***	0746104,6185	5,66	***
RESIDUAL	216	1,5556			3666436,5537		
TOTAL	269						
Cochran`s C-test		C =0,075			C = 0,0816		
Test		NS			NS		
Transformación		Ninguna			Ninguna		

NS: not significativo; * P<0.05; ** P<0.01; *** P<0.001

Tabla 3.- Resultados del ANOVA de tres vías para el número de especies y diversidad de Shannon en el nivel superior. MS=media cuadrática; P=nivel de significación; df=grados de libertad.

Source of variation	df	Nº especies (S)			Diversidad de Shannon (H')		
		MS	F	P	MS	F	P
Lo	3	16,7778	11,94	**	3789003,4130	7,19	*
Su	2	510,5722	252,48	***	8280891,2667	220,11	***
Si(Lo)	8	1,4056	1,76	n.s.	7215242,3222	3,53	***
LoxSu	6	6,6167	3,27	*	3505804,0074	1,72	n.s.
SuxSi (Lo)	16	2,0222	2,53	**	3667226,1222	2,80	***
RESIDUAL	144	0,8000			4876046,0639		
TOTAL	179						
Cochran`s C-test		C =0,184			C = 0,1145		
Test		NS			NS		
Transformación		Ninguna			Ninguna		

NS: not significativo; * P<0.05; ** P<0.01; *** P<0.001

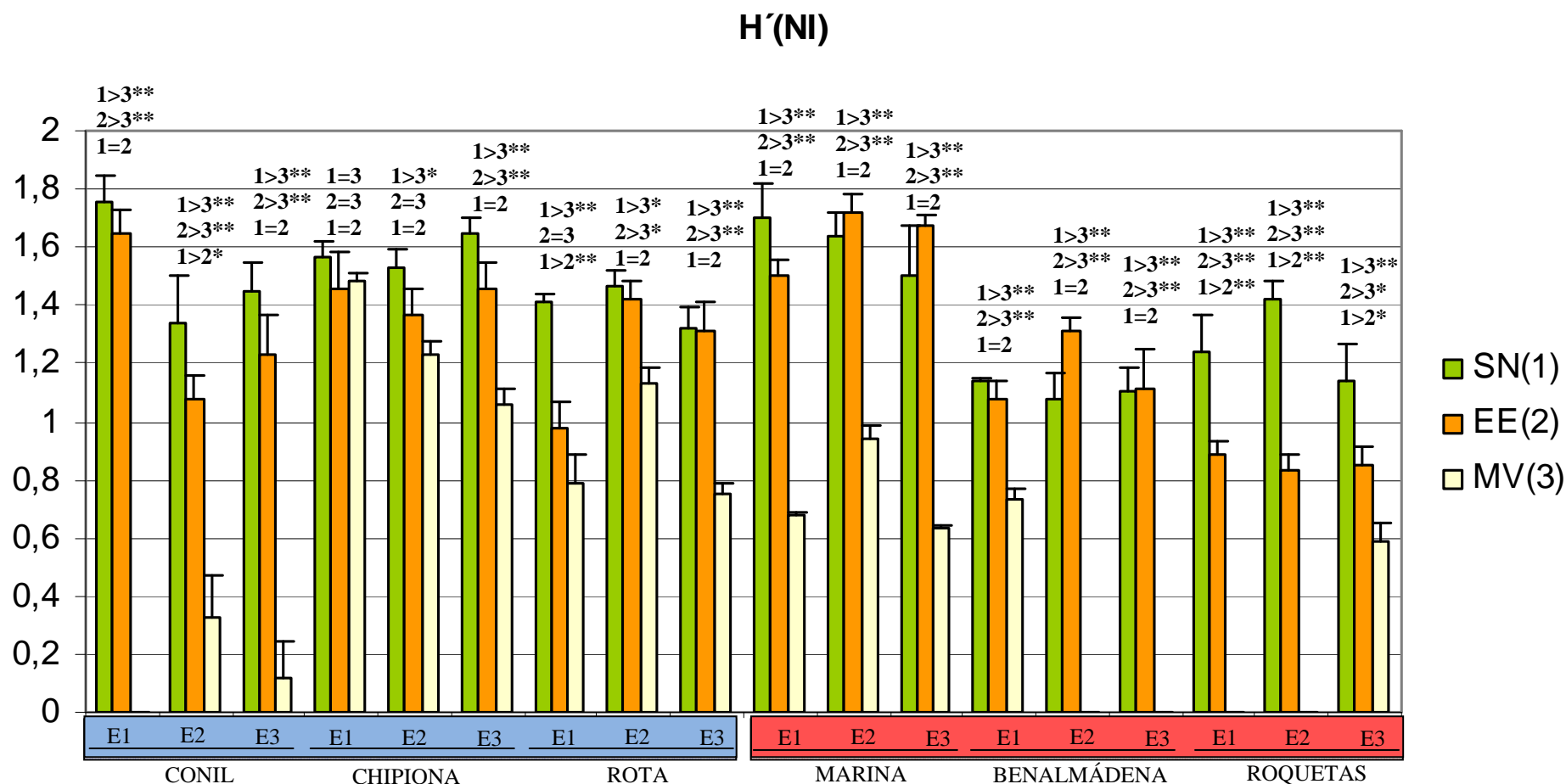


Figura 25.- Valor medio para el índice de diversidad de Shannon por sitio (E1, E2 y E3), sustrato y localidad en el nivel inferior. Sobre las barras se muestran las diferencias entre sustratos según el test SNK. SN: sustrato natural; EE: escollera externa; MV: muro vertical. La barra azul indica los puertos del Atlántico; la barra roja indica los puertos del Mediterráneo.

NS: no significativo; * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$

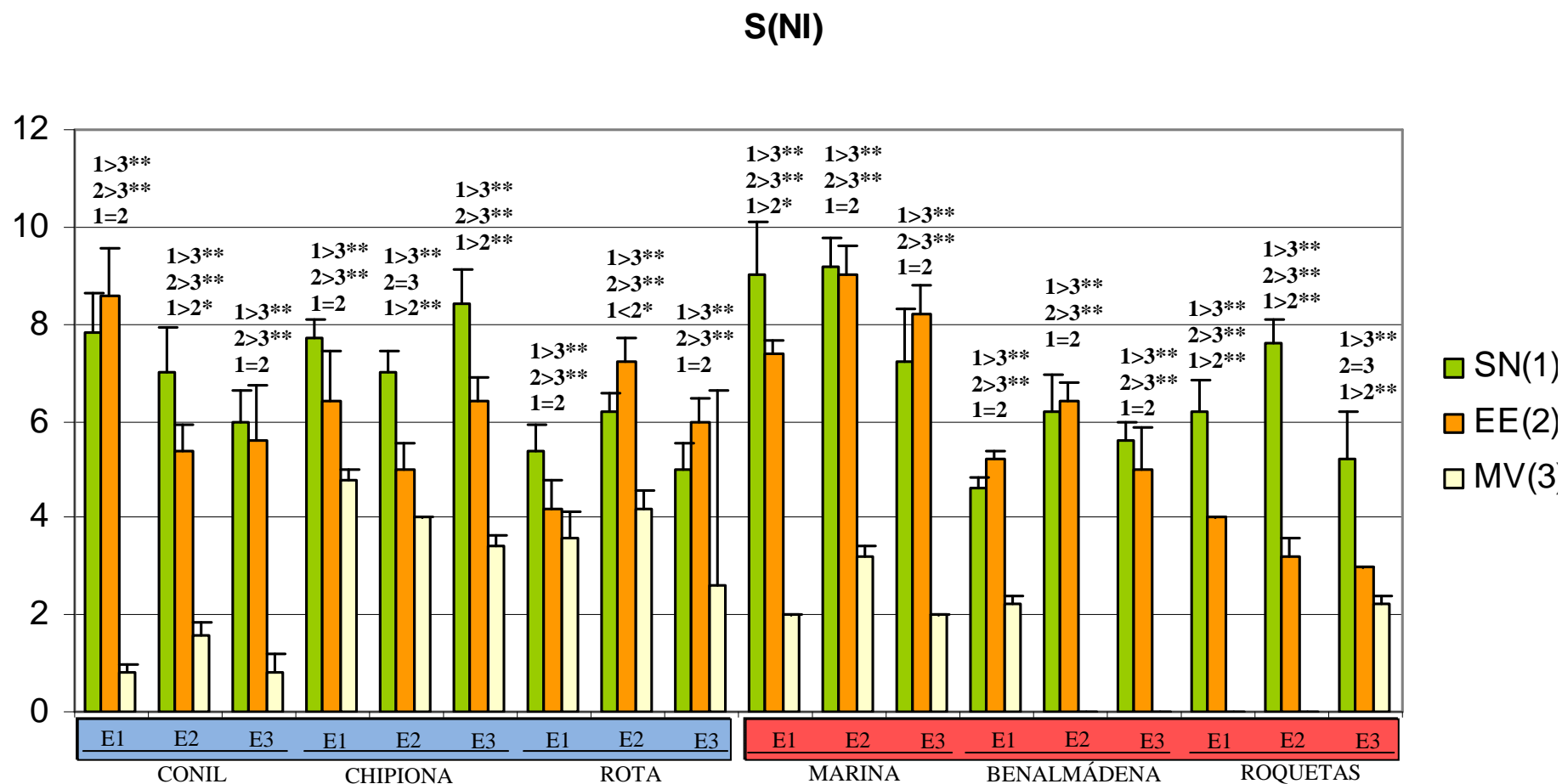


Figura 26.- Número medio de especies por sitio (E1, E2 y E3), sustrato y localidad en el nivel inferior. Sobre las barras se muestran las diferencias entre sustratos según el test SNK. SN: sustrato natural; EE: escollera externa; MV: muro vertical. La barra azul indica los puertos del Atlántico; la barra roja indica los puertos del Mediterráneo. NS: no significativo; * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$

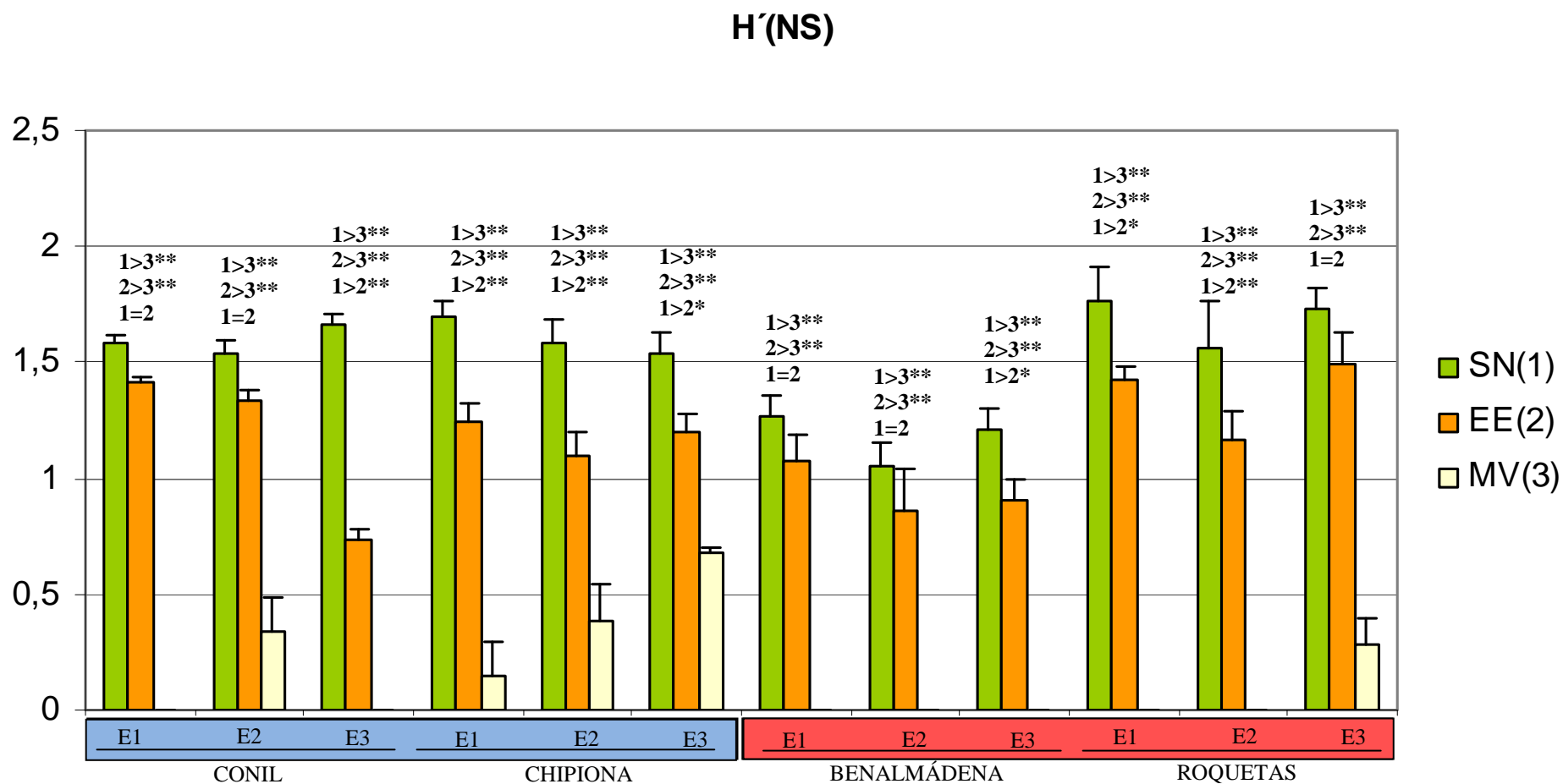


Figura 27.- Valor medio para el índice de diversidad de Shannon por sitio (E1, E2 y E3), sustrato y localidad en el nivel superior. Sobre las barras se muestran las diferencias entre sustratos según el test SNK. SN: sustrato natural; EE: escollera externa; MV: muro vertical. La barra azul indica los puertos del Atlántico; la barra roja indica los puertos del Mediterráneo.

NS: no significativo; * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$

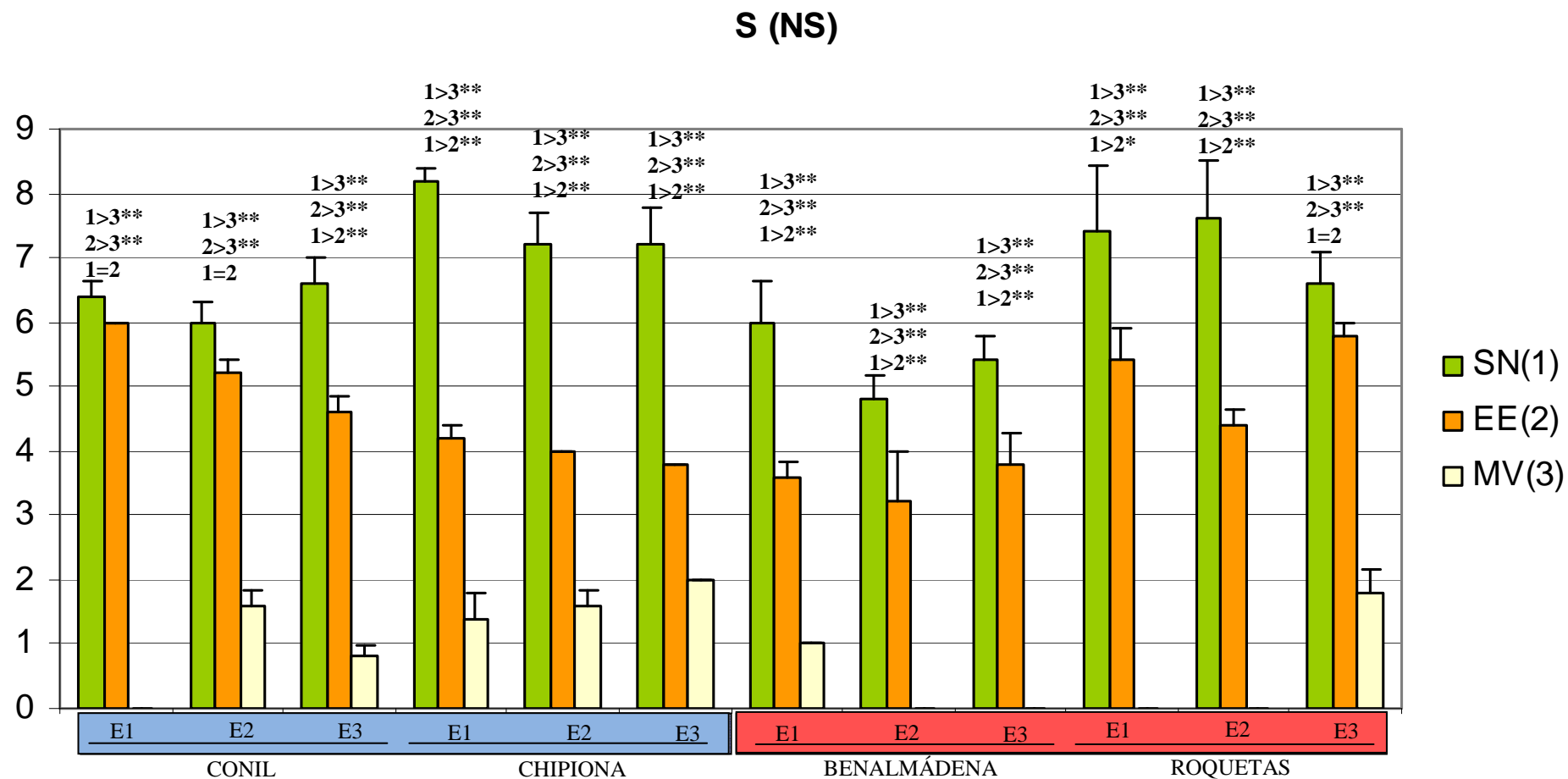


Figura 28.- Número medio de especies por sitio (E1, E2 y E3), sustrato y localidad en el nivel superior. Sobre las barras se muestran las diferencias entre sustratos según el test SNK. SN: sustrato natural; EE: escollera externa; MV: muro vertical. La barra azul indica los puertos del Atlántico; la barra roja indica los puertos del Mediterráneo. NS: no significativo; * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$

3.2.2.- Análisis de las poblaciones de *Siphonaria pectinata*

El análisis de la frecuencia de tallas reveló que las tallas medias más grandes se registraron en los muros verticales, con excepción del Puerto de Rota que se registraron en los sustratos naturales, y presentaban la mejor distribución de talla (índice de curtosis y el índice de asimetría fueron negativos o cercanos a cero en todos los puertos) (figura 29-36, tabla 4). A su vez, en tres de los cuatros puertos estudiados en el Mediterráneo la especie no se detectó en este tipo de hábitat. A pesar de las diferencias de talla encontradas entre los muros verticales y los otros dos hábitats, el análisis estadístico no reveló diferencias significativas (tabla 5).

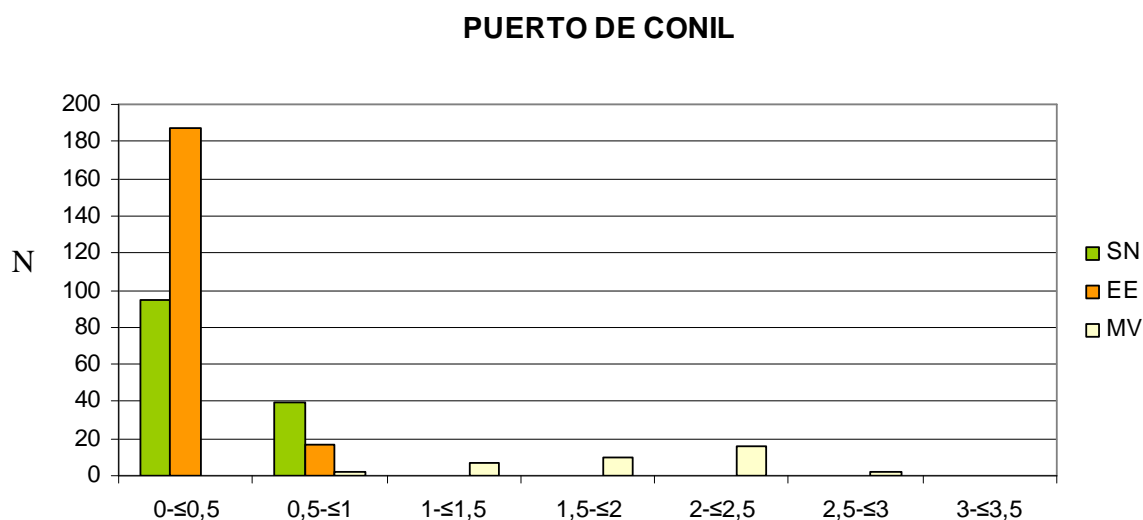


Figura 29.- Diagrama de frecuencia de tallas de *Siphonaria pectinata* detectadas para cada tipo de sustrato en el Puerto de Conil (SN: sustrato natural; EE: escollera externa; MV: muro vertical).

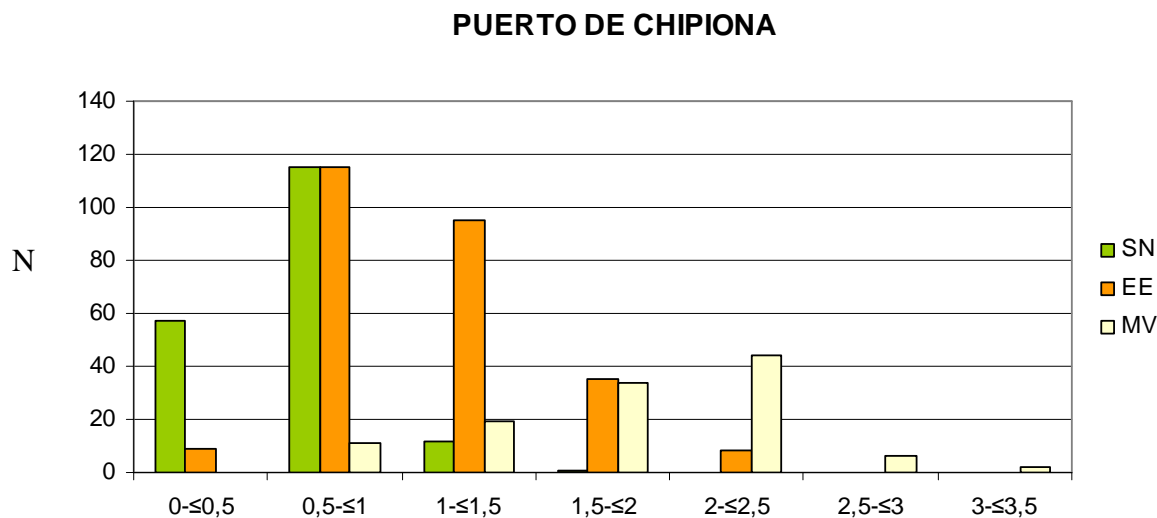


Figura 30.- Diagrama de frecuencia de tallas de *Siphonaria pectinata* detectadas para cada tipo de sustrato en el Puerto de Chipiona (SN: sustrato natural; EE: escollera externa; MV: muro vertical).

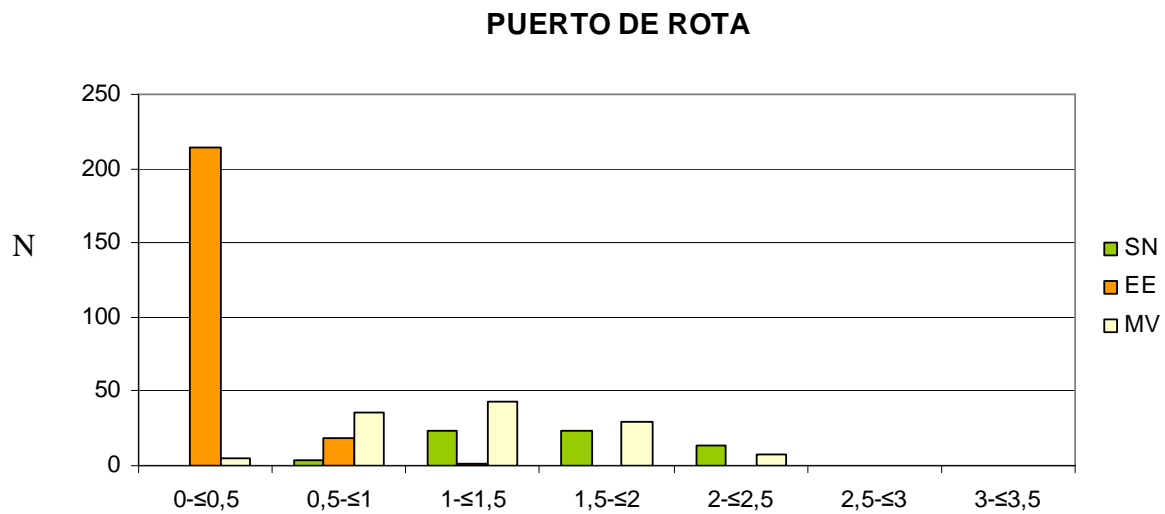


Figura 31.- Diagrama de frecuencia de tallas de *Siphonaria pectinata* detectadas para cada tipo de sustrato en el Puerto de Rota (SN: sustrato natural; EE: escollera externa; MV: muro vertical).

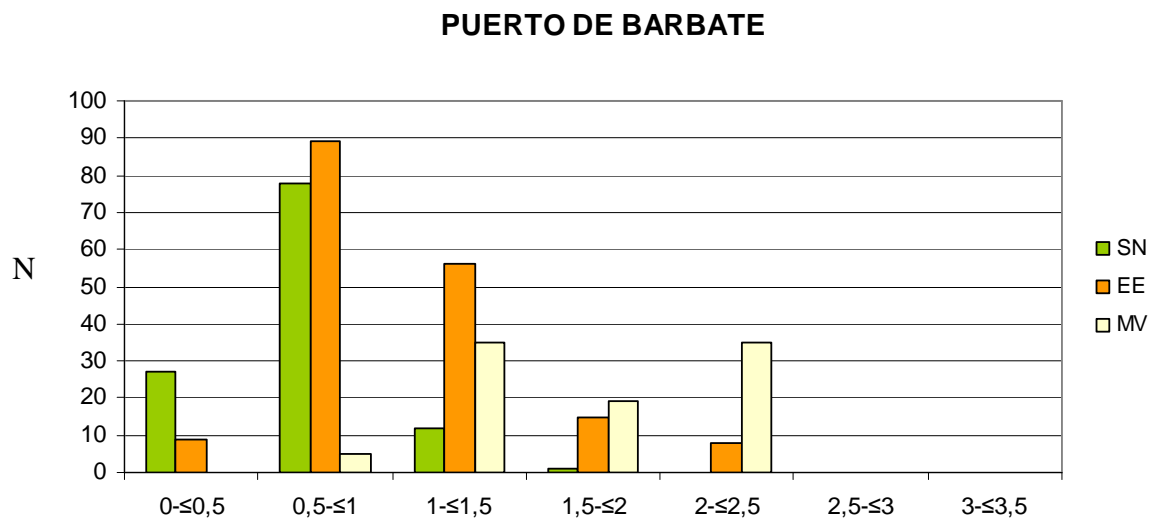


Figura 32.- Diagrama de frecuencia de tallas de *Siphonaria pectinata* detectadas para cada tipo de sustrato en el Puerto de Barbate (SN: sustrato natural; EE: escollera externa; MV: muro vertical).

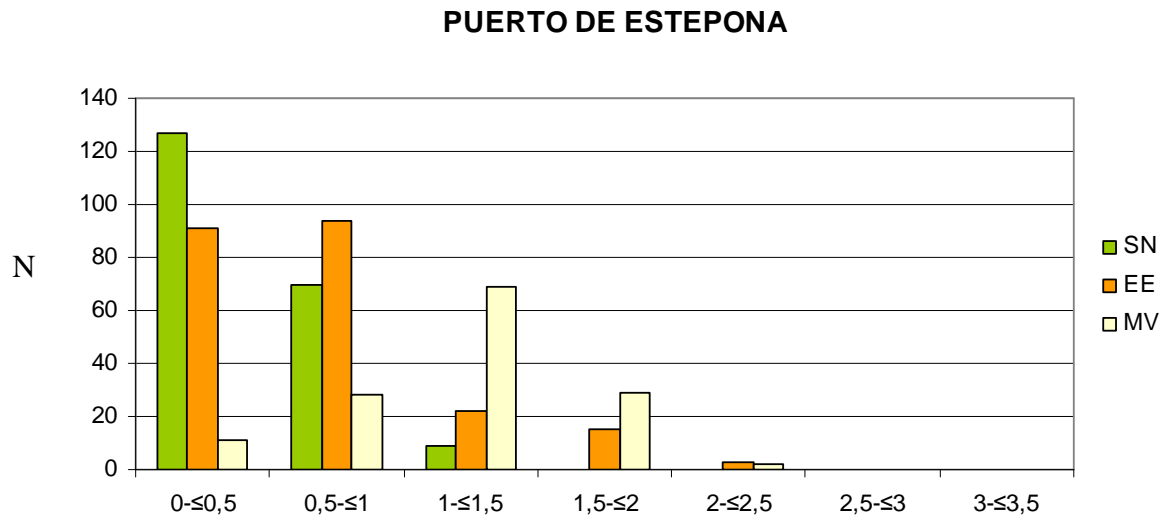


Figura 33.- Diagrama de frecuencia de tallas de *Siphonaria pectinata* detectadas para cada tipo de sustrato en el Puerto de Estepona (SN: sustrato natural; EE: escollera externa; MV: muro vertical).

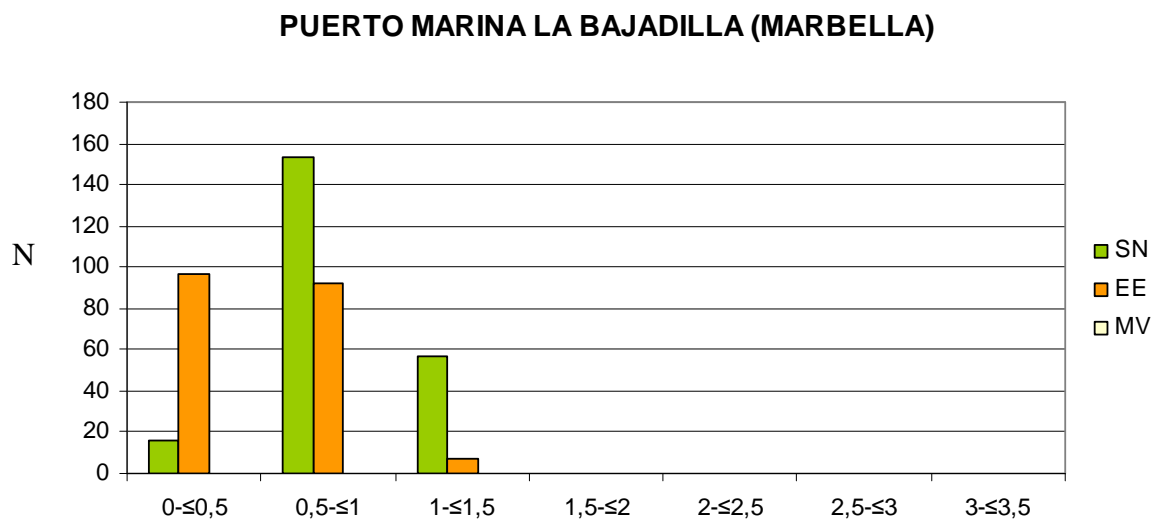


Figura 34.- Diagrama de frecuencia de tallas de *Siphonaria pectinata* detectadas para cada tipo de sustrato en el Puerto de Marina La Baidilla (SN: sustrato natural; EE: escollera externa; MV: muro vertical).

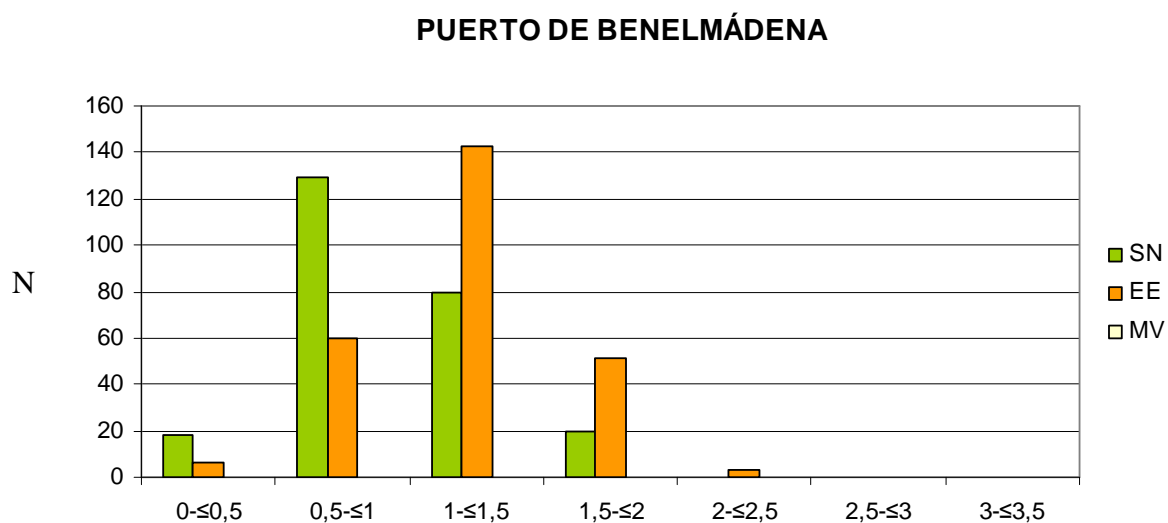


Figura 35.- Diagrama de frecuencia de tallas de *Siphonaria pectinata* detectadas para cada tipo de sustrato en el Puerto de Benalmádena (SN: sustrato natural; EE: escollera externa; MV: muro vertical).

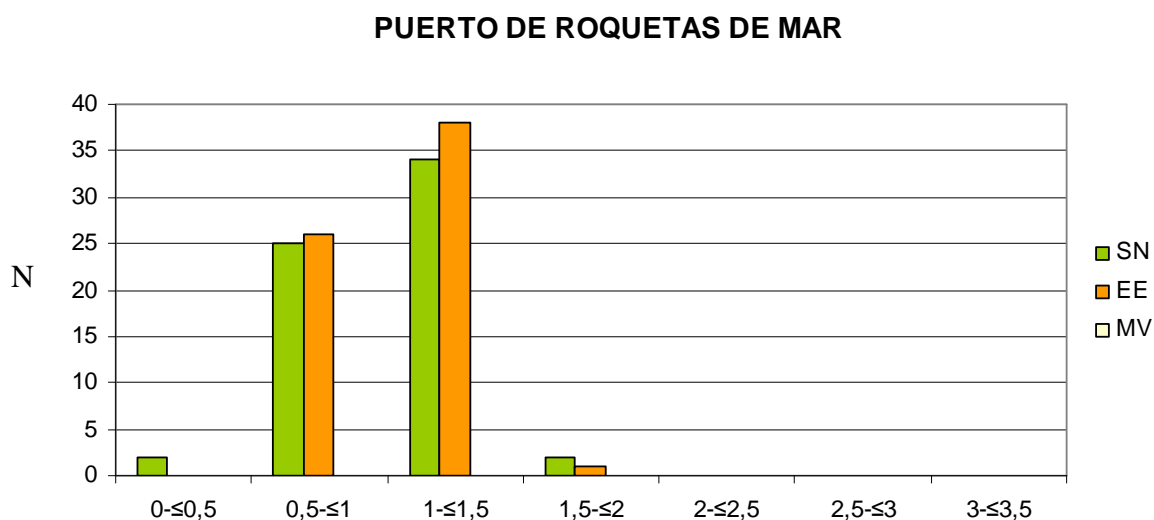


Figura 36.- Diagrama de frecuencia de tallas de *Siphonaria pectinata* detectadas para cada tipo de sustrato en el Puerto de Roquetas de Mar (SN: sustrato natural; EE: escollera externa; MV: muro vertical).

Tabla 4.- Resumen estadístico por categorías de todas las muestras de tallas (cm) de *Siphonaria pectinata*

	N	Max.	Media	DE	Skew	Skew SE	Kurtosis	Kurtosis SE
PC-EE	252	1,3	0,52	0,1	4,81*	0,15	25,62 ⁺	0,3
PC-MV	104	3	2,14	0,5	-0,74*	0,23	0,02	0,46
PC-SN	157	1,4	0,55	0,1	3,89*	0,19	23,9 ⁺	0,38
PCH-EE	262	2,3	1,14	0,16	0,56*	0,15	-0,21	0,3
PCH-MV	116	3,3	1,88	0,29	-0,31	0,22	-0,29	0,44
PCH-SN	185	1,7	0,7	0,06	1,07*	0,17	1,62 ⁺	0,35
PR-EE	234	1,2	0,52	0,009	4,6*	0,15	22,3 ⁺	0,31
PR-MV	120	2,5	1,27	0,24	0,26	0,22	-0,65	0,43
PR-SN	64	2,3	1,6	0,1	-0,03	0,29	-0,91	0,59
PBB-EE	214	2,2	0,69	0,12	0,5*	0,14	-0,2	0,35
PBB-MV	101	3,1	1,91	0,2	-0,35	0,21	-0,27	0,43
PBB-SN	165	1,3	0,5	0,08	1,05*	0,15	1,59 ⁺	0,37
PE-EE	354	2,4	0,86	0,42	1,05*	0,13	0,54 ⁺	0,25
PE-MV	293	2,2	1,12	0,35	0,25*	0,14	-0,2 ⁺	0,28
PE-SN	206	1,4	0,62	0,19	1,6*	0,16	1,82	0,33
PM-EE	197	1,4	0,6	0,02	2,24*	0,17	5,85 ⁺	0,34
PM-MV	0	0	0	0	0	0	0	0
PM-SN	226	1,5	0,88	0,05	0,33*	0,16	-0,52 ⁺	0,32
PB-EE	304	2,1	1,2	0,13	-0,16*	0,14	-0,6 ⁺	0,27
PB-MV	0	0	0	0	0	0	0	0
PB-SN	206	2	0,9	0,11	0,83*	0,16	0,6	0,33
PRM-EE	116	1,8	1,07	0,05	-0,07	0,22	0,38 ⁺	0,44
PRM-MV	0	0	0	0	0	0	0	0
PRM-SN	12	2	1,15	0,19	0,41*	0,63	-0,34	1,23

*Skewness se considera significativo cuando su valor absoluto es mayor que el doble del ES de Skewness

+ Kurtosis se considera significativo cuando su valor absoluto es mayor que el doble del ES de Kurtosis

Respecto a la densidad, los valores más bajos se encontraron en los muros verticales, exceptuando los puertos de Rota y Benalmádena donde las densidades más bajas se registraron en los sustratos naturales. Las mayores densidades se detectaron en las escolleras de todos los puertos (figura 37), a excepción del Puerto Marina La Bajadilla y del puerto de Estepona, donde la densidad fue mayor en los sustratos naturales. El análisis estadístico de la densidad mostró diferencias significativas para los tres factores estudiados (tabla 5). Aunque se detectaron diferencias significativas respecto a la densidad a nivel de tipo de sustrato, también se registró una variabilidad significativa entre los distintos puertos, por tanto no se dio un patrón homogéneo entre los diferentes sustratos. El análisis reveló la existencia de una interacción significativa entre el factor sustrato y el factor sitio, lo que obliga a analizar el comportamiento de

cada sustrato en cada sitio de forma individualizada. El test SNK (figura 38) realizado mostró que las diferencias significativas registradas respecto al factor sustrato muestran una disminución de la densidad de individuos en los muros verticales en contraposición con los valores registrados en las escolleras y los sustratos naturales.

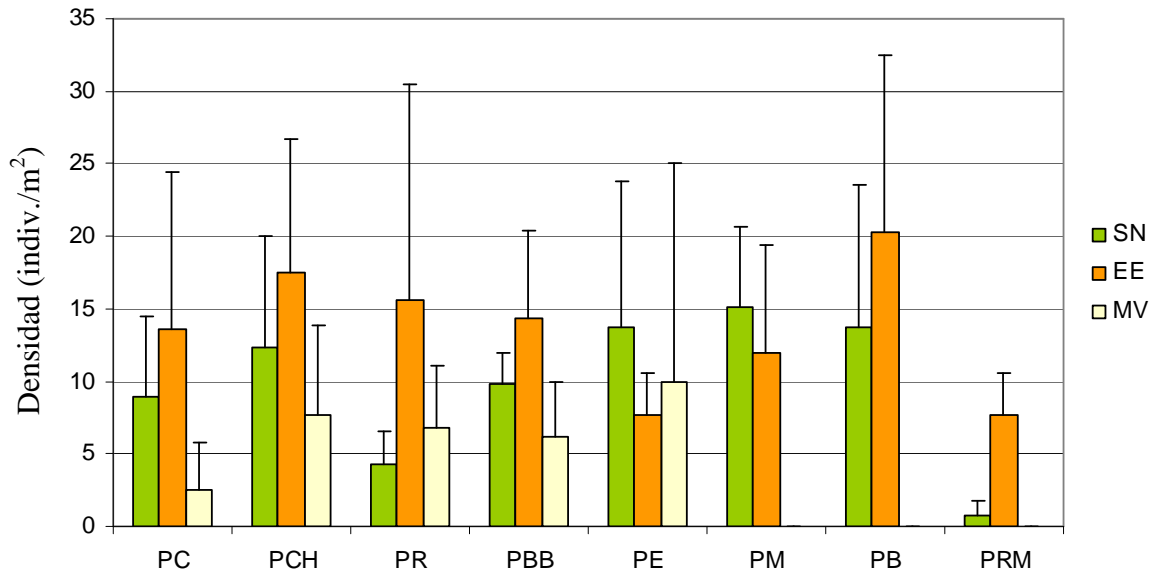


Figura 37.- Densidad media registrada del molusco *Siphonaria pectinata* por localidad y tipo de sustrato (SN: sustrato natural; EE: escollera externa; MV: muro vertical).

Tabla 5.- Resultados del ANOVA de tres vías para el número de individuos (N) y valores de talla del molusco *Siphonaria pectinata*. MS=media cuadrática; P=nivel de significación; df=grados de libertad.

Source of variation	df	Densidad (indiv./m ²)			Talla		
		MS	F	P	MS	F	P
Lo	5	503,3333	4,44	0,0161*	0279716,0304	8,64	0,0011**
Su	2	3030,8778	22,01	0,0000***	7214357,1148	2,47	0,1055
Si(Lo)	12	113,4778	2,93	0,0009***	5591616,3111	5,95	0,0000***
LoxSu	10	229,3444	1,67	0,1478	8208229,8704	13,19	0,0000***
SuxSi (Lo)	24	137,7278	3,55	0,0000***	9300904,3222	4,20	0,0000***
RESIDUAL	216	38,7426			9347980,5778		
TOTAL	269						
Cochran`s C-test		C =0,1287			C = 0,1438		
Test		NS			NS		
Transformación		Ninguna			Ninguna		

NS: not significativo; * P<0.05; ** P<0.01; *** P<0.001

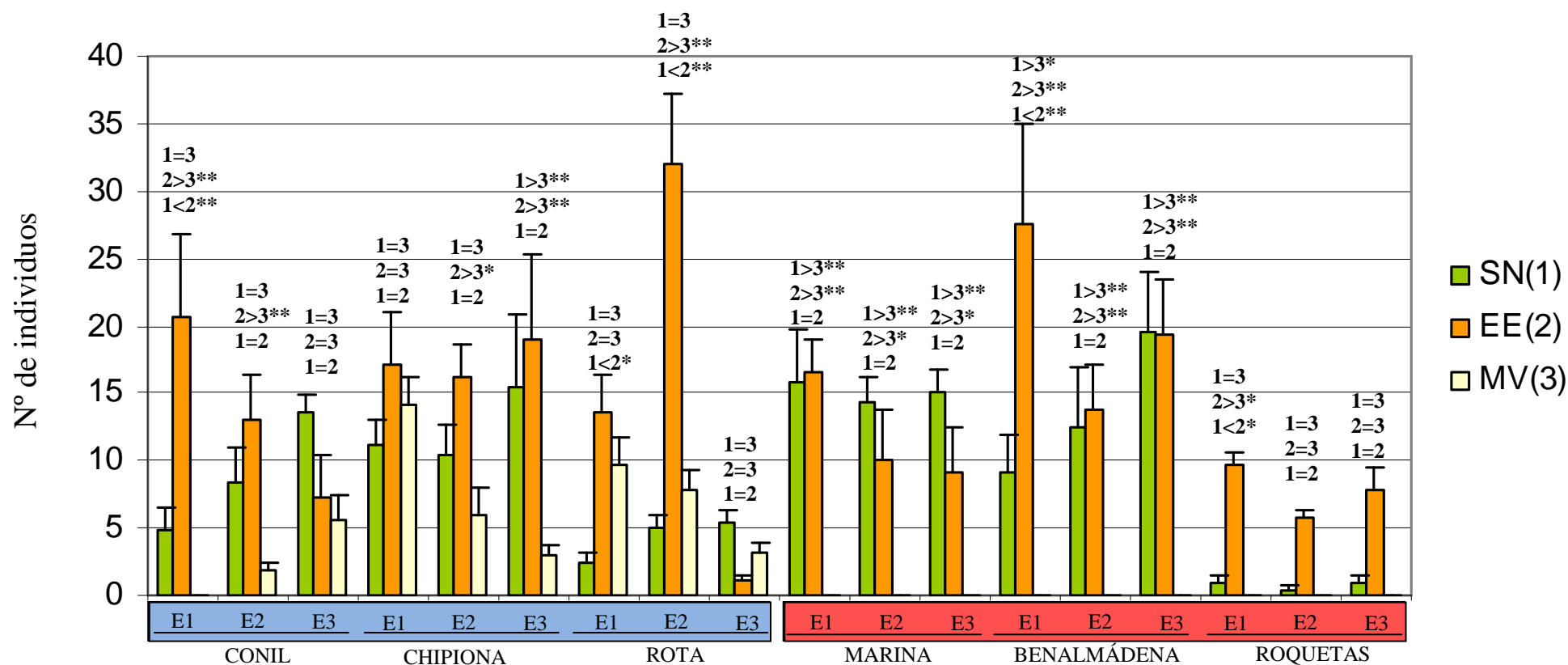


Figura 38.- Número medio de individuos de *Siphonaria pectinata* registrados por sitio (E1, E2 y E3), sustrato y localidad. Sobre las barras se muestran las diferencias entre sustratos según el test SNK. SN: sustrato natural; EE: escollera externa; MV: muro vertical. NS: no significativo; * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$

4.- DISCUSIÓN

4.1.- CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DE LOS SEDIMENTOS

Los principales grupos contaminantes presentes potencialmente en sedimentos portuarios son compuestos organoestánicos, metales pesados, hidrocarburos policíclicos aromáticos (PAHs), PCBs, dioxinas, pesticidas organoclorados, aceites y compuestos radioactivos, etc. (PIANC, 1999; Stronkhorst, 2003). Por tanto, los puertos no sólo producen una perturbación física en la costa sino que son un foco de concentración y difusión de contaminantes químicos, deteriorando la calidad de las aguas en las zonas adyacentes (Petrosillo *et al.*, 2009). Esta situación puede agravarse cuando el puerto se ubica cerca de un área natural protegida. El aumento de la ocupación de la costa provoca que estas situaciones sucedan con relativa frecuencia, por ejemplo, el puerto pesquero de Tarifa se encuentra “embebido” en el Parque Natural del Estrecho y el límite este del parque colinda con el puerto comercial de Algeciras.

Las emisiones antropogénicas al medio marino se han reducido considerablemente en los últimos años, sin embargo, los sedimentos portuarios siguen sometidos a una fuerte contaminación de diversos agentes químicos como resultado de una mala gestión de las autoridades en el pasado, permitiendo sistemáticamente vertidos accidentales originados por las embarcaciones (PIANC, 1997). Dos factores principalmente contribuyen a la contaminación de los sedimentos portuarios, por un lado, los puertos están diseñados para minimizar la energía hidrodinámica en el interior; por otro lado, con frecuencia las actividades que concentran son de naturaleza industrial (tráfico marítimo, carga y descarga, vertidos accidentales) y urbana (emisión de aguas residuales) (Guevara-Riba *et al.*, 2004).

En la mayoría de puertos resulta una práctica habitual las actividades de dragados (Guerra, 2004). Mediante los dragados se consigue mantener la profundidad adecuada de navegación en los puertos. Los sedimentos extraídos presentan con frecuencia una elevada contaminación, generándose un problema constante de gestión de residuos (Caplat *et al.*, 2005). En muchas ocasiones, los sedimentos se liberan en zonas no alteradas, sin evaluar el nivel de contaminación de los sedimentos y los efectos nocivos que pueden provocar sobre los organismos. La concentración de contaminantes en sedimentos, como metales pesados, pueden relacionarse con altas concentraciones en

los organismos que lo habitan. La biodisponibilidad de la carga de metales en el sedimento puede afectar a la distribución y composición de las comunidades bentónicas (Kress *et al.*, 2004) y puede relacionarse con las elevadas concentraciones detectadas en los organismos locales (Pempkowiak *et al.*, 1999).

4.1.1.- Metales pesados

El estudio de los sedimentos portuarios mostró un patrón común para determinados metales pesados. En particular se registraron elevadas concentraciones de cobre, plomo, vanadio y zinc en el interior de todos los puertos estudiados respecto a las estaciones externas analizadas (figura 13). La geoquímica de los metales pesados en el medio marino ha sido determinada en muchas ocasiones por sus interacciones con el sedimento. Al igual que el resto de sustancias contaminantes, los metales se diluyen fácilmente en el mar, son dispersados en las corrientes y los procesos de mezcla, a la vez que pueden sufrir transformaciones químicas y biológicas. Sus sales presentan generalmente bajas solubilidades, a la par que son proclives a su adsorción por materia particulada orgánica e inorgánica, con lo cual es importante la tendencia que presentan a la sedimentación, acumulándose en los fondos (López-Ruiz, 2002).

Uno de los factores principales que controlan la capacidad del sedimento para retener metales es el tamaño de grano. En general existe una correlación inversa entre el tamaño de grano y la concentración de metal en el sedimento (Villaescusa-Celaya *et al.*, 2000). Los sedimentos en zonas con elevado hidrodinamismo presentan mayores porcentajes de granos gruesos debido al transporte y clasificación de partículas (Pesch y Morgan, 1978). Los puertos, al disminuir la energía hidrodinámica en su interior, tienden a acumular partículas sedimentarias de grano fino, por lo que se favorece la concentración de los contaminantes. Uno de los mayores problemas de la contaminación por metales pesados se encuentra precisamente en que se acumulan y alcanzan niveles muy altos en los sedimentos. Mientras que la contaminación en las aguas puede tener niveles bajos, las concentraciones alcanzadas por acumulación procedente de esas mismas aguas en contacto con ellos, puede llegar a ser muy grande (López-Ruiz, 2002). En el Puerto de Chipiona, la estación CH6, ubicada en los sedimentos extraportuarios, registró niveles contradictorios respecto a las otras dos estaciones control (CH4 y CH5). Los niveles detectados en esta estación fueron similares a los del interior del puerto, que

presentó un nivel de contaminación por metales moderado. Una posible causa puede deberse a que la estación se encontraba en la desembocadura del río Guadalquivir, por lo que las concentraciones pueden verse alteradas por los aportes del río. Otro dato que refuerza esta hipótesis, es el hecho de que los porcentajes granulométricos del sedimento analizado en esta misma zona fueron similares a las encontradas en el interior del puerto (una mayor proporción de limos y arcillas que de arenas).

Las mayores concentraciones de cobre se encontraron en los sedimentos internos de los puertos del Mediterráneo, presentando una mayor contaminación que los sedimentos externos. Los puertos de la zona atlántica, aunque en menor medida, también presentaron el mismo patrón. Los sedimentos internos de los puertos atlánticos El cobre es uno de los principales metales que con carácter tóxico pueden encontrarse en el medio marino. Sin embargo, el cobre también es un metal esencial y constituye parte de los oligoelementos que son beneficiosos para el ciclo vital de los organismos marinos. A su vez, estos metales son tóxicos cuando su concentración alcanza determinados niveles. El cobre resulta tóxico cuando supera de 10 a 50 veces las concentraciones naturales requeridas para la supervivencia y crecimiento normal de los organismos (Hall y Anderson, 1999). El cobre suele presentar concentraciones elevadas en sedimentos y aguas de puertos comerciales (Fatoki y Mathabatha, 2001; Valkirs *et al.*, 2003; Schiff *et al.*, 2004) y deportivos (Turner *et al.*, 1997; Foerster *et al.*, 1999; An y Kampbell, 2003). El uso de pinturas antiincrustantes basadas en TBT en embarcaciones con eslora inferior a 25m fue prohibido en la mayoría de naciones desarrolladas (Francia, Reino Unido, Australia,...) entre 1982 y 1990. El resultado fue un aumento en el uso de pinturas antiincrustantes basadas en cobre (Valkirs *et al.*, 2003). A menudo resulta difícil discernir entre entradas de cobre en el sistema procedentes del lavado de las embarcaciones y las procedentes de otras posibles fuentes de contaminación como los efluentes urbanos. De hecho, se ha indicado que los efluentes urbanos, en mayor medida que las embarcaciones de recreo, son la principal fuente de contaminación por cobre y otros metales pesados en puertos deportivos y zonas de atraque (Young *et al.*, 1979; Thackray, 1992). En los puertos cercanos a núcleos de población es frecuente encontrar emisarios urbanos vertiendo en su interior.

Las concentraciones de plomo detectadas en los sedimentos superficiales de todos los puertos estudiados son comparables con los niveles encontrados en otros

puertos pequeños, moderadamente contaminados, y con poca antigüedad, tales como puerto Victoria (Tang *et al.*, 2008), puerto Darwin (Presada y Rohoza, 1989), bahía de Manila (Prudente *et al.*, 1994) y puerto Tolo (Owen y Sandhu, 2000). El plomo puede tener diferentes orígenes. Uno de los principales, antes del desarrollo de las gasolinas sin plomo, derivaba de su uso (hasta un 10%) en la preparación de productos antidetonantes en las gasolinas. Aunque recientemente han sido sustituidos por productos sin plomo con el fin de disminuir las emisiones de plomo a la atmósfera, parte de esta contaminación atmosférica por plomo ha llegado en grandes cantidades al mar (López-Ruiz, 2002). Por otro lado, es utilizado en diversas actividades industriales (Tang *et al.*, 2008). Metales como el plomo, cobre y zinc son usados en conductos y tuberías acuáticas, tanques y compuertas. Estos metales pueden disolverse e incorporarse a las emisiones de desagües urbanos como señala Establier (1977) y Phillips *et al.*, (1992). Las fuentes de contaminación pueden estar relacionadas con pinturas antiincrustantes, ya que tales pinturas son usadas para proteger los cascos de embarcaciones del desarrollo de organismos marinos como algas y cirrípedos, y están basadas en mezclas de solventes orgánicos con altas concentraciones de metales tóxicos como el cobre y el zinc (Orlic y Tang, 1999). El zinc también se encuentra estrechamente relacionado con los emisarios ya que son utilizados en la construcción de tuberías y tanques desde donde pueden disolverse e incorporarse a los residuos emitidos (Muniz *et al.*, 2004). Las concentraciones encontradas en nuestro estudio son similares a las detectadas en otros sedimentos portuarios y bahías con contaminación moderada (Van den Hurt *et al.*, 1997; Schintu y Degetto, 1999; Guevara-Riba *et al.*, 2004; Guerra *et al.*, 2005; Guerra-García y García-Gómez 2005, Tang *et al.*, 2008, Valdes y Sifeddine, 2009).

El puerto de Conil presenta la particularidad de que el río Roche desemboca en su interior, lo que puede resultar un factor añadido de contaminación, ya que en el río pueden verter a su vez otros emisarios. Diversos autores han registrado que existe una alta correlación entre las concentraciones de zinc, cobre y plomo (Ruiz, 2001; Spencer, 2002). En estos casos puede existir una misma procedencia en la fuente de la contaminación, por ejemplo, dilución de los metales desde los emisarios. La concentración de vanadio presente en todos los puertos estudiados está en concordancia con las encontradas en sedimentos analizados en algunos estudios (Kalogeropoulou *et al.*, 1989; Adamo *et al.*, 2005). Los vertidos de carburantes originados por los barcos y

refinerías, o estaciones de servicio ubicadas en tierra, son fuentes de contaminación por vanadio (Kalogeropoulos *et al.*, 1989). La relación entre el vanadio y la contaminación por crudo está bien documentada (Brunnock *et al.*, 1968).

4.1.2.- Contenido en Nitrógeno, Fósforo, Azufre y Materia Orgánica

Las concentraciones de nitrógeno, fósforo, azufre total y materia orgánica registradas en los sedimentos interiores de todos los puertos estudiados fueron superiores a los de los sedimentos adyacentes a las instalaciones portuarias. Los niveles detectados en todos los elementos y compuestos presentan rangos parecidos a los encontrados por Guerra-García (2001) en los sedimentos del puerto de Ceuta.

Los sedimentos portuarios están casi siempre caracterizados por niveles extremadamente altos de materia orgánica que depende de diversos factores, tales como, eutrofización, tamaño del sedimento, bajo hidrodinamismo, etc. (Estacio *et al.*, 1997; Danulat *et al.*, 2002; Guerra-García y García-Gómez 2005). Las diferencias de materia orgánica entre el interior y el exterior de un puerto indican que el espacio confinado influye en los procesos de enriquecimiento dependiendo de la estructura y actividades del puerto (Misic *et al.*, 2009). Una elevada concentración de nutrientes (P y N) junto con valores elevados de materia orgánica pueden deberse a contaminación por emisarios urbanos (Guerra-García y García-Gómez *et al.*, 2005). Los altos registros de fósforo son característicos de aportes de aguas residuales (Tenore, 1972). Además, la acción de los fosfatos procedentes de emisarios urbanos puede hacer precipitar a los hidrocarburos (Guerra-García, 2001) agravando el problema de contaminación por hidrocarburos. El azufre actúa como componente importante de los crudos llegando a superar el 5% (Killops y Killops, 1993). Una cantidad importante de sulfuros puede estar presente en compuestos orgánicos de peso molecular medio en la fracción de hidrocarburos, generalmente en los compuestos aromáticos tiofénicos (Guerra-García, 2001). Esta puede ser una posible fuente de contaminación por azufre en el interior de los puertos.

4.1.3.- Contenido en hidrocarburos totales y compuestos organoestánicos (TBT y DBT)

Los hidrocarburos son contaminantes omnipresentes en los ambientes marinos, particularmente en áreas perturbadas como puertos comerciales, puertos deportivos, astilleros, estuarios y otros compartimentos costeros poco profundos expuestos a las actividades antropogénicas (Lipiatou *et al.*, 1997; Baumard *et al.*, 1998; Rogers, 2002). Los estudios revisados muestran la existencia de una elevada variabilidad en las concentraciones de hidrocarburos totales, tanto entre protocolos analíticos similares como para comparaciones entre diferentes métodos de cuantificación, por lo que los resultados entre diferentes estudios deben ser comparados con cautela.

Nuestros resultados (figura 16) no son superiores a los encontrados por diferentes investigadores en otros sedimentos marinos analizados tales como los obtenidos por Fernández *et al.* (2006) en sedimentos influenciados por el vertido del Prestige, los cuales tenían concentraciones de hasta 147,1 mg/Kg, considerándose un grado elevado de contaminación. El valor más elevado encontrado durante el estudio fue en los sedimentos internos del Puertos de Roquetas de Mar, con una concentración de 125 mg/Kg, similar a la concentración mayor registrada por Fernández *et al.* (2006). En todos los puertos estudiados se detectó una mayor concentración en los sedimentos internos respecto a los externos, con la excepción del Puerto de Rota que registró una concentración de 30 mg/kg en los sedimentos externos y de 5 mg/kg en los internos.

En los sedimentos internos de los puertos de Barbate y Estepona se registraron concentraciones de 41 mg/kg y 49,3 mg/Kg, respectivamente. Estos valores son similares a los encontrados por Catsiki *et al.* (2003), los cuales detectaron concentraciones de hasta 57,3 mg/Kg y las consideró como un nivel medio de contaminación. Volkman *et al.* (1992) encontró concentraciones que oscilaban entre <1 – 10 mg/Kg en una zona no perturbada. Nuestros resultados no muestran contaminación en las estaciones externas a la zona portuaria para los puertos de Conil, Chipiona, Barbate, Estepona y Marina La Bajadilla, con concentraciones que oscilan entre 0 y 5 mg/kg, sin embargo en los sedimentos exteriores de los puertos de Rota, Benalmádena y Roquetas de Mar se registraron valores de aproximadamente 30mg/Kg.

Debido al tipo de actividades desarrolladas y a las condiciones de bajo hidrodinamismo, los complejos portuarios se encuentran entre las áreas costeras más alteradas del mundo. Dos de las principales fuentes de contaminación en los puertos son la liberación de hidrocarburos derivados del petróleo (por ejemplo, procedentes de motores, operaciones de descargas, tanques perforados, vertidos accidentales, etc.) y las pinturas antiincrustantes utilizadas en cascos de embarcaciones y otras estructuras sumergidas (Martínez-Lladó *et al.*, 2007).

El TBT (tributil de estaño) es un compuesto orgánico sintético usado predominantemente como biocida en pinturas antiincrustantes usadas para proteger los cascos de las embarcaciones y otras estructuras sumergidas de la proliferación en su superficie de organismos marinos (Tolosa *et al.*, 1992; Takeuchi *et al.*, 2004). También se encuentra ampliamente distribuido por el medio marino. La primera vez que se reconoció a las pinturas antiincrustantes, usadas en embarcaciones deportivas pequeñas y medianas, como una fuente importante de contaminación fue en los setenta cuando en la bahía de Arcachon (Francia), la producción de ostras estuvo cerca del colapso debido a la elevada concentración de TBT (Alzieu *et al.*, 1981, 1982; Alzieu, 2000). Los efectos ecotoxicológicos del TBT sobre la biota marina se encuentran bien documentados. Produce un efecto disruptor endocrino en los gasterópodos, malformaciones en ostras y mortalidad en larvas de mejillones a bajas concentraciones expresadas en ng/dm^3 (Meador, 1997; Cheung *et al.*, 2003). Debido a su alta toxicidad, el uso de TBT ha sido restringido progresivamente desde 1980 (IMO, 2002). Algunos autores señalan las pinturas antiincrustantes usadas en los cascos de barcos como la mayor fuente de contaminación en los puertos deportivos (Schiff *et al.*, 2007).

Los resultados de nuestro estudio (ver fig. 3.6) muestran una mayor concentración de TBT y DBT en el interior de los puertos localizados en el mar Mediterráneo (0,35-1,56 mg/Kg TBT; 0,08-0,56 mg/Kg DBT) respecto al interior de los puertos de la zona Atlántica (0-0,11 mg/Kg TBT; 0-0,1 mg/Kg DBT). Las concentraciones encontradas en los puertos de la zona del Mediterráneo son similares a las detectadas en otros puertos de distintas partes del mundo, como por ejemplo, en puertos de la costa de Malasia (Sudaryano *et al.*, 2004), en puertos de la Gran Barrera de Coral en Australia (Haynes y Loong, 2002) y en el puerto de Mumbai, India (Bhosle *et al.*, 2006). Respecto a los puertos atlánticos, sus valores son similares o inferiores a

los encontrados en los puertos de la costa sudoeste española (Gómez-Ariza *et al.*, 1998) y puertos de la costa de Portugal (Diéz *et al.*, 2005). Estos puertos se ubican en esta misma región de la costa española, por tanto, se encuentran bañados por aguas atlánticas. Otros estudios realizados en la costa este española (bañados por el Mediterráneo) son superiores incluso a los encontrados en los sedimentos de los puertos del Mediterráneo analizados en nuestro estudio, por ejemplo, en puertos del noreste se detectaron valores máximos de 7,673 mg/Kg (Diéz *et al.*, 2002), en el puerto de Barcelona se analizaron concentraciones de hasta 5,48 mg/Kg (Diéz *et al.*, 2006).

Uno de los posibles factores que pueden influir en la mayor concentración detectada de compuestos de butil de estaño e hidrocarburos en los sedimentos del mediterráneo respecto a los atlánticos, puede ser la diferencia en el régimen de mareas entre el Mediterráneo y el Atlántico. En la memoria ya se ha comentado anteriormente que una baja tasa de renovación de agua en el interior de un puerto favorece la concentración de contaminantes en su sedimento. Las diferencias en las concentraciones de contaminantes detectadas entre los puertos situados en el Atlántico (Conil, Chipiona, Rota y Barbate) y los situados en el Mediterráneo (Estepona, Marina La Bajadilla, Benalmádena y Roquetas de Mar) pueden estar influenciados por la mayor hidrodinámica reinante en la costa atlántica y, en consecuencia, se posibilita una mayor tasa de renovación de agua en el interior de sus puertos, sin embargo, a este factor se suman muchos otros como, tamaño del puerto, orientación, anchura de la bocana, vientos dominantes, actividades desarrolladas, etc.

El DBT (dibutil de estaño) y el MBT (monobutil de estaño) son compuestos generados a partir de la degradación del TBT. La debutilación y monobutilación de TBT a DBT y MBT, respectivamente, sucede por procesos biológicos aeróbicos. En los sedimentos profundos la ausencia de oxígeno es responsable de la deceleración de estos procesos. En la columna de agua estos mecanismos se producen por degradación microbiana y fotólisis por rayos ultravioletas (Diéz *et al.*, 2002). En nuestro estudio la concentración de TBT siempre fue superior a la concentración de DBT, con excepción del Puerto de Marina La Bajadilla. Según Díez y Bayona (2009), cuando los productos de la degradación (DBT y MBT) son inferiores a los niveles de TBT significa que el aporte del contaminante ha ocurrido recientemente. Considerando la importancia para las embarcaciones deportivas del área de Marbella (donde se ubica el Pto. de Marina La

Bajadilla), podemos concluir que la contaminación por TBT es un problema crónico y persistente en el tiempo en la zona.

4.1.4.- Granulometría

Los puertos, al disminuir la energía hidrodinámica en su interior, tienden a acumular partículas sedimentarias de grano fino, por lo que se favorece la concentración de los contaminantes. En el estudio las proporciones más altas de arcilla y limo se encontraron en las estaciones analizadas en el interior de todos los puertos estudiados. La estación exterior CH6, adyacente al puerto de Chipiona, presenta un perfil granulométrico similar al encontrado en los sedimentos del interior. Esto podría deberse a los aportes del río Guadalquivir en la zona. Este resultado explica, en parte, la mayor concentración de contaminantes registrada respecto a las encontradas en las otras estaciones externas. En general existe una correlación inversa entre el tamaño de grano y la concentración de metal en el sedimento (Villaescusa-Celaya *et al.*, 2000). Uno de los factores principales que controlan la capacidad del sedimento para retener metales es el tamaño de grano. Respecto a la influencia del tamaño de los puertos y la granulometría de sus sedimentos, no se encontró ninguna relación entre ambas variables. El puerto de Barbate tiene la mayor superficie de agua embalsada y la mayor anchura de bocana, sin embargo sus sedimentos presentaron una proporción de arcillas y limos intermedia en comparación con los otros valores registrados. El puerto de Benalmadena presentó la menor proporción de limos y arcillas pero su superficie es intermedia en comparación con el resto de puertos.

4.1.5.- Análisis multivariantes

La agrupación de los sedimentos externos del Puerto de Estepona y Marina La Bajadilla con los sedimentos interiores del resto de puertos puede indicar una mayor degradación de la zona litoral donde se localizan estos puertos. La degradación de la costa de Málaga se debe a múltiples factores, tales como, elevada urbanización del litoral, vertidos permanentes de aguas residuales como consecuencia del gran número de núcleos urbanos, agresión a zonas declaradas Lugar de Interés Comunitario (LIC), destrucción de hábitats protegidos (praderas de fanerógamas marinas), construcción de puertos deportivos, etc. La alta concentración de fuentes de contaminación, junto con la

menor incidencia de las mareas, justifica la mayor contaminación detectada en la zona del puerto de Estepona y Marina La Bajadilla. El análisis MDS agrupó los sedimentos internos del puerto de Barbate y Roquetas de Mar con los sedimentos exteriores del resto de puertos (excepto los sedimentos exteriores de Estepona y Marina La Bajadilla), esta similitud podría indicar una menor contaminación de los sedimentos portuarios de los puertos de Barbate y Roquetas de Mar respecto al resto de puertos estudiados. El puerto de Barbate presenta la mayor superficie de agua embolsada de todos los puertos estudiados. Sin embargo, el puerto de Roquetas tiene una superficie pequeña, quizás su pequeño tamaño también implique una menor actividad.

4.2.- ANÁLISIS DE LAS COMUNIDADES BIOLÓGICAS

El análisis de los efectos provocados por las estructuras portuarias sobre las comunidades biológicas se ha centrado principalmente en la viabilidad que ofrecen los sustratos rocosos artificiales (diques de abrigo) como sustitutos de los sustratos rocosos naturales. En segundo lugar, evaluar el efecto del embolsamiento generado por el diseño de la mayoría de puertos sobre las comunidades que habitan en el lado protegido del dique. Algunos autores han encontrado en las estructuras de las costas del Mediterráneo y Noroeste Atlántico, una disminución en el número de taxones respecto a los patrones detectados en las comunidades rocosas naturales adyacentes (Bacchioni y Airolidi, 2003; Moschella *et al.*, 2005; Pinn *et al.*, 2005; Gacia *et al.*, 2007). Por otro lado, existen estudios previos que indican diferencias entre las comunidades rocosas que habitan en el lado expuesto de la escollera y las que habitan en el lado protegido (Vaselli *et al.*, 2008).

4.2.1.- Comunidad rocosa intermareal

El análisis comparativo de las comunidades rocosas intermareales se realizó a partir del índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') y el número de taxones (S). Los resultados del estudio muestran una menor diversidad de las comunidades asentadas sobre los muros verticales respecto a las presentes en las escolleras y los roquedos naturales. Estas diferencias entre comunidades han sido detectadas en todos los puertos estudiados. También se registró una menor diversidad de las comunidades de las escolleras respecto a las localizadas en los sustratos naturales pero estas diferencias

fueron menores que las encontradas respecto a las comunidades de los muros verticales y el patrón sólo se mantuvo en los puertos de la zona atlántica. En los puertos de Marina La Bajadilla y Benalmádena, localizados en el Mediterráneo, los niveles de diversidad y número de taxones fueron mayores en las escolleras respecto a los sustratos naturales en algunas estaciones mientras que en otras la diversidad fue mayor en los roquedos naturales. Tan sólo en el Puerto de Roquetas de Mar se detectó el mismo patrón registrado en los puertos de la zona atlántica, con una mayor diversidad de las comunidades presentes en los sustratos naturales respecto a los analizados en las escolleras. Este patrón antagónico, detectado en las comunidades estudiadas de los puertos de la costa de Málaga, podría deberse al bajo grado de conservación que presentan las comunidades de los sustratos rocosos naturales adyacentes a ambos puertos como consecuencia del alto grado de actividades antropogénicas que sufre este tramo del litoral andaluz. Por otro lado, los sedimentos marinos del Puerto de Roquetas de Mar mostraron los niveles de contaminación más bajos de todos los puertos analizados en la zona del Mediterráneo.

El análisis estadístico mostró diferencias significativas para los tres factores estudiados, tipo de sustrato (Su), localidad (Lo) y sitio (Si) (tabla 3.1 y 3.2). Las diferencias encontradas a nivel de localidad y sitio indican por un lado que existen diferencias entre las comunidades como consecuencia, por un lado, de que los puertos seleccionados se distribuyen a través de masas de agua muy diferentes (Atlántico vs Mediterráneo) y por otro lado, debido a la heterogeneidad intrínseca de este tipo de comunidades (comunidades rocosas intermareales) donde la mayoría de organismos presentan una distribución contagiosa junto con una segregación en facies consecuencia del régimen de mareas al que están sometidos (periodos de emersión/inmersión) (Raffaelli y Hawkins, 1996). Las características hidrológicas de cada mar son determinantes a escala global pero otros factores físicos, relativos a las características del hábitat (tamaño, distribución y topografía de los bloques, orientación de la escollera, superficie del puerto,...), pueden ser determinantes para el asentamiento de los organismos a pequeña escala (Vaselli *et al.*, 2008), de ahí la gran variabilidad entre sitios y la existencia de diferencias significativas.

Todos los análisis estadísticos revelaron una gran variabilidad espacial dentro de cada tipo de sustrato. Esta gran variabilidad puede enmascarar las diferencias

significativas detectadas entre los factores analizados. Las comunidades rocosas intermareales presentan una alta variabilidad a escala espacial y temporal (Murray *et al.*, 2002). Una solución a este problema puede ser aumentar el número de estaciones o réplicas por factor en futuros estudios.

Las comunidades que albergan las estructuras artificiales representan un conjunto reducido del total de especies que se asientan en los sustratos rocosos naturales y están formadas por las especies más comunes del total de la comunidad (Vaselli *et al.*, 2008). Por tanto, las especies que habitan las escolleras expuestas son las especies más tolerantes a los cambios y mejor asentadas dentro de la estructura de la comunidad. Sin embargo, las escolleras podrían no ser capaces de albergar un gran número de taxones. La pérdida de diversidad en los muros verticales puede deberse a dos factores que actúan solapados. Por un lado, las características físicas asociadas a cada sustrato (heterogeneidad, complejidad y pendiente del sustrato), y por otro lado, la disminución del hidrodinamismo en el lado interno del dique portuario. La baja renovación de agua provoca que las condiciones en el lado protegido de la escollera sean más estrictas, permitiendo la supervivencia de muy pocas especies (Vaselli *et al.*, 2008).

Se ha documentado que existe una clara tendencia al desarrollo de escenarios abióticos en el lado interno de los diques de abrigo de algunas áreas de la bahía de San Diego, en el sur de California (Davis *et al.*, 2002). Los sustratos artificiales protegidos se caracterizan por una baja diversidad junto con espacios abióticos y una gran estabilidad en el tiempo (Davis *et al.*, 2000; Stachowicz *et al.*, 2002). En nuestro estudio este escenario se registró en algunas estaciones del puerto de Benalmádena y el puerto de Roquetas de Mar. También quedaron segregadas las estaciones de los puertos de la zona atlántica de los puertos localizados en el Mediterráneo, evidenciando los cambios en la composición de las comunidades entre ambas masas de aguas.

El taxón más abundante en el nivel inferior fue el macrófito *Elisollandia elongata*. Su cobertura fue mayor en las escolleras respecto a los sustratos naturales rocosos en casi todos los puertos. Algunos autores han constatado la presencia de *E. elongata* en sustratos naturales rocosos expuesto pero con menor cobertura que las detectadas en las escolleras expuestas (Menconi *et al.*, 1999; Benedetti-Cecchi, 2001). Por tanto, parece que esta especie ejerce un papel dominante dentro de la comunidad

que se asientan en este tipo de hábitats artificiales. Aunque algunos estudios sólo han comparado escolleras expuestas y escolleras protegidas, sin incluir los sustratos rocosos naturales; se han detectado mayores coberturas de este macrófito en escolleras expuestas respecto a escolleras protegidas (Bacchioni y Airoidi, 2003; Bulleri y Airoidi, 2005; Moschella *et al.*, 2005; Gacia *et al.*, 2007).

En nuestro estudio *Elisollandia elongata* se registró en los muros verticales de algunos puertos y su cobertura fue inferior a la registrada en las escolleras y roquedos naturales. Bulleri y Chapman (2004), comparando las comunidades asentadas en roquedos naturales, escolleras y muros verticales del interior de puertos sólo encontraron *E. elongata* en los roquedos naturales, sin embargo la especie era bastante abundante por debajo de nivel de altura muestreado tanto en las escolleras como en los roquedos naturales. Es posible que la disminución en el número de taxones favorezca la capacidad de competencia por el sustrato de esta especie frente al resto de taxones que conforman la comunidad. *Gelidium spp* presentó un papel idéntico al de *E. elongata*, mayor cobertura en las escolleras que en los sustratos naturales en la mayoría de puertos. También se encontró en los muros verticales de algunos puertos con menor cobertura que en los otros sustratos. Esta concordancia en el patrón puede deberse a similitudes estructurales, ya que ambas se consideran algas cespitosas. Las algas cespitosas toleran bien niveles de perturbación intermedia. En las zonas protegidas de dique se tiende a un aumento de la sedimentación, la cual resulta perjudicial para las algas erectas mientras que no presenta efectos discernibles para el asentamiento de las algas cespitosas (Airoidi, 1998). En algunos casos las algas Litotamniáceas también fueron más abundantes en las escolleras que en los sustratos rocosos naturales y se encontró en el interior de un solo puerto de los ocho estudiados. Bulleri y Chapman (2004) encontraron en un estudio comparativo entre roquedos naturales, escolleras y muros verticales protegidos que *Lithophyllum sp.* sólo se encontraba presente en las escolleras. También registraron la presencia de algas coralinas incrustantes en los tres tipos de sustratos. Otros macrófitos como *Colpomenia sinuosa*, *Ceramiales*, *Codium adhaerens*, *Jania spp.*, *Laurencia obtusa* (Hudson) J.V.Lamouroux, 1813 y *Valonia utricularis* (Roth) C.Agardh, 1823 fueron más abundantes en los sustratos rocosos naturales respecto a las escolleras. Ninguna de estas especies se detectó en los muros verticales. Por otra parte, Martins *et al.* (2009) registró una disminución de la cobertura de las algas filamentosas en las zonas protegidas. En los muros verticales del puerto de

Conil se detectó un aumento en la cobertura del macrófito *Enteromorpha sp.* Una tasa baja de renovación de agua puede favorecer la presencia de especies oportunistas (Vaselli *et al.*, 2008) como es el caso de muchas clorófitas.

Los resultados indican que las algas cespitosas y las algas calcáreas incrustantes son más abundantes en las escolleras que en los otros sustratos analizados. Como hemos comentado anteriormente, diversos autores han señalado que estas especies toleran situaciones de embolsamiento o perturbaciones moderadas.

Respecto a la fauna, las especies predominantes fueron los moluscos *Patella caerulea*, *Patella rustica* y *Siphonaria pectinata*. En los muros verticales, la cobertura de ambas especies de patélidos (*Patella caerulea*, *Patella rustica*) decreció. Martins *et al.* (2009) registraron en el mediolitoral superior una disminución del número de patélidos en los sustratos naturales rocosos protegidos frente a las abundancias presentes en los hábitats expuestos, lo que está en concordancia con las observaciones del presente estudio. La abrasión provocada por el sedimento fino en las escolleras protegidas puede reducir el número de especies que pueden reclutar y/o vivir en las escolleras (Vaselli *et al.*, 2008). En el puerto de Estepona se registró un aumento singular de la cobertura del molusco *Mytilus sp.* en el lado protegido de la escollera. En este sentido los mejillones pueden verse favorecidos por aportes de materia orgánica (Benedetti-Cecchi *et al.*, 2000) en el interior de recintos portuarios. Los fenómenos de eutrofización se ven favorecidos en zonas con una tasa de renovación de agua baja.

En el nivel superior el taxón más abundante fue la especie *Chthamalus stellatus*, la cual presentó una menor cobertura en los muros verticales. *Chthamalus stellatus* es un cirrípedo caracterizado por dominar los sustratos rocosos expuestos (Jenkins, 2005), por tanto, es probable que la baja renovación de agua en el interior del puerto esté determinando su patrón de distribución. También se encontró el mismo patrón para el molusco *Melarhaphe neritoides*. Esta tendencia también fue registrada por Martins *et al.* (2009), el cual detectó una disminución para ambas especies en los sustratos rocosos protegidos respecto a las zonas expuestas.

4.2.2.- Análisis de las poblaciones de *Siphonaria pectinata*

Algunas investigaciones sugieren que las estructuras artificiales proporcionan nuevos hábitats y pueden actuar como sustitutos de los sustratos naturales rocosos (Thompson et al., 2002). Sin embargo, recientes investigaciones han demostrado diferencias importantes entre las comunidades intermareales que habitan los sustratos artificiales y las presentes en los sustratos rocosos naturales respecto a la composición de las comunidades biológicas y la relativa abundancia de las especies comunes (Chapman, 2003; Chapman y Bulleri, 2003; Bulleri y Chapman, 2004). Aunque estos estudios han puesto de manifiesto tales diferencias entre comunidades, existen pocos trabajos que estudien los procesos ecológicos que rigen en las comunidades intermareales que habitan las estructuras artificiales y la viabilidad de sus poblaciones (Bulleri *et al.*, 2000; Bulleri, 2005; Moreira, 2006).

Hay que destacar que, exceptuando al puerto de Estepona, en todos los puertos ubicados en el litoral mediterráneo la densidad de individuos registrada en los muros verticales fue cero. Esto podría deberse a la disminución del recurso trófico, la mayoría de algas no se encontraban en este tipo de sustrato o redujeron su cobertura respecto a los otros tipos de sustrato. También, otro factor determinante para la distribución de la especie es la baja renovación del interior de las instalaciones portuarias, ya que, en general, ésta es más baja en los puertos del Mediterráneo que en los puertos ubicados en el Atlántico como consecuencia de la diferencia en la intensidad de las mareas. Otra consecuencia derivada de la baja renovación de agua es un aumento de la concentración de los contaminantes en la columna de agua. Sin embargo, Moreira *et al.* (2006), en un estudio centrado en la especie *Siphonaria denticulata* Quoy & Gaimard, 1833, no encontró diferencias significativas entre las densidades de las poblaciones ubicadas en los diques verticales y las poblaciones naturales, lo que indica que, en este caso, quizá el sustrato no sea determinante pero si el grado de contaminación y embolsamiento. Son necesarios más estudios sobre muros verticales en zonas expuestas y renovadas para confirmar esta hipótesis.

Respecto a la talla, los valores medios más altos se encontraron en los muros verticales, con excepción del puerto de Rota que se registraron en los sustratos naturales y, obviamente, en los puertos donde la especie no se encontraba presente en los muros verticales. Sin embargo, el análisis estadístico no reveló diferencias significativas respecto a la talla entre los distintos tipos de sustrato. Moreira *et al.* (2006) analizó la

influencia del sustrato y encontró que la talla media de las poblaciones que viven en los diques verticales era más pequeña. Una de las hipótesis que plantea para explicar las diferencias en la talla, son variaciones en el recurso trófico de cada hábitat. La cobertura y diversidad de macrófitos es más baja en los diques verticales. Nuestros datos de talla son contrarios a los registrados por Moreira sobre los muros verticales, lo que puede indicar que la disminución de especies ramoneadoras sobre este tipo de sustrato favorece un aumento de recurso trófico disponible para *Siphonaria pectinata*, lo que le permitiría alcanzar una mayor talla. Las diferencias potenciales entre dos hábitats con diferente dinámica y disponibilidad de macrófitos podrían tener una gran influencia sobre la tasa de crecimiento, supervivencia y esfuerzo reproductor en los diques verticales (Quinn, 1988; Pal y Hodgson, 2004). La escasez de recursos tróficos en los diques verticales puede afectar a las interacciones competitivas entre las especies ramoneadoras. La competencia intra e interespecífica por los recursos tróficos influyen sobre el peso del cuerpo, supervivencia y tasa de crecimiento en las especies del género *Siphonaria* (Creese y Underwood, 1982; Ortega 1985; Lasiak y White, 1993).

En nuestro estudio las diferencias entre los patrones de diversidad y el tipo de especies que conforman las poblaciones de macrófitos que habitan las escolleras y los sustratos rocosos naturales son mínimas en comparación con las diferencias respecto a las comunidades de los diques verticales. La ausencia de diferencias en el recurso trófico podría explicar que no se detectaran diferencias en la talla media de las poblaciones de ambos tipos de sustrato.

Quinn (1988) observó que las poblaciones de *Siphonaria diemenensis* Quoy & Gaimard, 1833 situadas sobre las mismas rocas y sometidas a diferentes condiciones ambientales (por ejemplo, características microambientales, disponibilidad de recursos tróficos, etc.) alcanzaban diferentes tallas, tasas de crecimiento y rendimiento reproductor. Esta gran variabilidad es una característica de los organismos asentados en la zona intermareal rocosa. La complejidad física y biológica de la mayoría de plataformas rocosas conlleva una gran variabilidad en los parámetros medidos. Esta dificultad debe ser considerada en el diseño y desarrollo de cualquier estudio centrado en la comunidad rocosa intermareal (Murray *et al.*, 2002), así como el análisis e interpretación de los resultados.

Nuestros datos revelaron significativamente que las poblaciones de los muros verticales mostraban la mejor distribución de talla. El índice de curtosis y el índice de asimetría fueron negativos o cercanos a cero en todos los puertos. El mayor rango de tallas registrado podría deberse a una mayor disponibilidad de los recursos tróficos. Esto podría explicarse por dos factores principalmente, ausencia de competidores y crecimiento de algas oportunistas. Los fenómenos de eutrofización pueden ocasionar reducción de la fauna y un excesivo crecimiento de los macrófitos (Montgomery *et al.*, 1985, Lowthion *et al.*, 1985). Sin embargo, no explicaría que presenten las densidades más bajas. Esta circunstancia podría indicar que las perturbaciones de origen químico juega un papel clave, puesto que la concentración de contaminantes en las zonas internas de los puertos suele ser mayor (Schiff *et al.*, 2007). Por su parte, las perturbaciones de origen físico como la sedimentación de partículas de grano fino sobre las rocas, debido al bajo hidrodinamismo, puede reducir el número de especies que pueden reclutar y/o vivir (Vaselli *et al.*, 2008). Ello podría ejercer una selección sobre el reclutamiento de la especie, permitiendo sólo el crecimiento de los individuos mejor adaptados o reducir el porcentaje de asentamiento de los reclutas y la supervivencia de los individuos.

Es seguro que en el futuro se producirá un aumento de las estructuras artificiales en la costa. El desarrollo de este tipo de estudios puede ayudar a mejorar nuestra capacidad para diseñar estructuras artificiales que minimicen su impacto sobre las comunidades naturales y puedan soportar valores de diversidad similares a los encontrados en los hábitats naturales (Connell, 2000; Chapman, 2003).

En esta línea de actuación la Directiva Marco del Agua (Directiva Marco del Agua 2000/60/CE, actualmente, integrado en la Ley 62/2003, de 30 de diciembre que incluye –art. 129–la Modificación del texto refundido de la Ley de Aguas, aprobado por Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por la que se incorpora al derecho español la Directiva 2000/60/CE) hace expresa alusión, en relación con las masas de agua superficiales (que incluyen las costeras), a las “masas de agua artificiales y muy modificadas”, que en 2015 deben presentar “un buen potencial ecológico y un buen estado químico” (Artº 4.1.a.iii). Con el objetivo de mejorar las condiciones ambientales de las aguas portuarias, recientes estudios (Sánchez-Arcilla, *et al.*, 2002; Guerra-García *et al.*, 2004a, b) han demostrado que la apertura de un segundo canal de entrada-salida

de agua en los recintos portuarios puede mejorar las condiciones ambientales de la masa de agua confinada en su interior permitiendo en consecuencia que las comunidades asentadas puedan, al menos potencialmente, presentar un buen estado ecológico. La incorporación de estos túneles hidrodinámicos localizados bajo la superficie del agua, de forma que, sin perder su capacidad de contención frente al oleaje, posibilite una aumento de la tasa de renovación de las aguas interiores portuarias puede contribuir a la consecución de estos objetivos. El puerto de Ceuta constituye otro buen ejemplo de como los túneles hidrodinámicos pueden contribuir a la mejora del estado ecológico de las aguas interiores. Este puerto es uno de los puertos más importantes en el Estrecho de Gibraltar, se encuentra situado en medio de dos bahías y presenta una característica estructural singular, la presencia de dos bocanas opuestas que permiten la conexión a través de un canal de las dos bahías. Esta peculiaridad permite aumentar la tasa de renovación del agua en algunas zonas del interior del puerto, lo que conlleva el mantenimiento de unas condiciones ambientales inusuales que han contribuido a mantener poblaciones viables de especies en peligro de extinción tales como el molusco *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 en el interior del puerto (Guerra-García *et al.*, 2004a). La renovación contribuye a mantener niveles moderados de oxígeno en la interfase agua-sedimento y aumenta la heterogeneidad de los sedimentos (Guerra-García *et al.*, 2004b).

Por otro lado, los puertos pueden contribuir a la conservación de los recursos marinos y a la gestión del litoral de varias maneras, como por ejemplo ampliando las redes de vigilancia del estado químico y ecológico de las aguas a los entornos peri-portuarios (Directiva Marco del Agua 2000/60/CE). En este sentido, se ha propuesto recientemente a la comunidad científica la nueva figura de protección MRMA (Microrreserva Marina Artificial; AMMR en inglés). Esta nueva figura de protección se defendió y propuso por primera vez a la comunidad científica internacional muy recientemente (García-Gómez *et al.*, 2011, 2012, 2014). Se acuñó para contribuir a recuperar y proteger en hábitats artificiales a la especie en peligro de extinción *Patella ferruginea* (frecuente en determinadas instalaciones costeras portuarias) con la pretensión de hacerlo extensivo a otras especies protegidas también susceptibles de establecerse en hábitats artificiales, a una escala geográfica global. Contribuyó a ello la peculiaridad de que la mencionada especie es, a nivel europeo, el único taxón marino en

peligro de extinción que se asienta de forma natural en las rocas de cantera y superficies de hormigón de las escolleras y diques de abrigo de infraestructuras costeras.

A una mayor escala se pretende, por otra parte, incentivar la creación de Redes de MRMA que, convenientemente vigiladas y gestionadas, propicien la salvaguarda de un importante número de ejemplares, el control de un gran contingente de ejemplares de gran tamaño y el adecuado flujo genético entre las distintas MRMA integrantes de estas redes, entre otros aspectos conservacionistas de importancia.

La Directiva 92/43/CE sobre “conservación de hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres”, aunque en relación a los hábitats sólo hace referencia a los naturales, tiene apartados específicos sobre las especies en peligro o vulnerables, y define “hábitat de una especie” (Artº 1.f) sin hacer referencia a que éste sea natural o artificial. Las listas de hábitats y especies están separadas en anexos diferentes, por lo que parece perfectamente acorde a la Directiva que se proteja un área no natural si existen en ella especies en peligro. Respecto a zonas con fuerte impacto antropogénico, la Directiva 2000/60/CE hace expresa alusión, en relación con las masas de agua superficiales (que incluyen las costeras), a las “masas de agua artificiales y muy modificadas”, que en 2015 deben presentar “un buen potencial ecológico y un buen estado químico” (Artº 4.1.a.iii). La existencia de instalaciones en uso con una utilidad económica y social importante, como pueden ser las portuarias o los diques de abrigo y espigones de protección de la costa, justifican plenamente la calificación de “masa de agua artificial o muy modificada” al entorno de estas infraestructuras (Artº 4.3).

Por tanto, estas aguas que circundan zonas artificiales no están fuera de la exigencia del mantenimiento de un buen estado medioambiental, aunque se atienda a sus peculiaridades como zonas de intenso uso humano. Además, la existencia de especies protegidas y el uso de algunas de estas zonas como MRMA servirían para atestiguar el cumplimiento de esta directiva.

Por otro lado, las MRMA pueden contribuir a la gestión litoral ejerciendo como zonas control de la entrada de especies marinas invasoras. Al respecto, la velocidad a la cual se están introduciendo los organismos marinos en todo el mundo está acelerándose

rápidamente, debido al aumento del volumen del comercio y el transporte marítimo, así como a la conectividad creciente de los puertos.

Una vez que una especie se ha introducido en un área, es importante localizarla y adoptar medidas de urgencia antes de que tenga la oportunidad de establecerse y propagarse. Esto puede ser un reto, dada la naturaleza abierta del entorno marino, pero si la especie invasora se localiza en una zona relativamente pequeña y contenible, puede ser erradicada si se actúa con prontitud. De ahí la importancia de este tipo de controles, que pueden circunscribirse a puertos donde una especie exótica puede ser introducida, o a zonas de valor especial que exigen máxima protección; pueden ser específicos a una especie (dirigidos a las especies que plantean los riesgos más altos), o a varias de menor impacto.

Los aludidos estudios pueden ser llevados a cabo por redes comunitarias u organizaciones que tienen la responsabilidad específica de detectar especies invasoras, a menudo enfocándose a objetivos de alta prioridad, lugares de alto riesgo, o recursos de alto valor. También pueden ser realizados por organizaciones o individuos que pueden detectar las invasiones mientras llevan a cabo otras actividades. Empleados en las industrias de alto riesgo de ser afectadas, o personas interesadas en el hábitat marino para la recreación u otras razones, pueden formar redes de gran utilidad en la lucha contra las invasiones. Los miembros de una comunidad a menudo conocen muy bien su localidad y probablemente advierten cualquier cambio.

Los puertos marítimos son puertas de comunicación entre la tierra y el mar, y, por tanto, motores socioeconómicos de las zonas donde se ubican. Como elementos claves del sistema litoral, también tienen mucho que aportar a la conservación del medio donde actúan así como a la integración y coordinación de todos los agentes relacionados. Los puertos marítimos en particular y las autoridades marítimas en general (Costas, Puertos, Marina Mercante, Pesca, etc.), pueden colaborar muy activamente en la conservación del medio marino mediante la integración de sus servicios medioambientales en los actuales sistemas de gestión del litoral.



CAPÍTULO 5:

EFFECTOS DE LOS SUSTRATO ARTIFICIALES SOBRE LA ESTRUCTURA POBLACIONAL Y CAPACIDAD REPRODUCTORA DEL MOLUSCO PATÉLIDO *Cymbula nigra*



1.- INTRODUCCIÓN

La población total de los países ribereños del Mediterráneo en el año 2000 era de casi 430 millones de personas, mientras que en 1970 la población era de 280 millones, lo cual supone un incremento de más del 50% en los últimos treinta años. Las previsiones para el año 2025 sitúan al número de habitantes de la cuenca del Mediterráneo en 535 millones (Blinda, 2008), lo que pese a evidenciar una clara desaceleración del crecimiento demográfico en la zona, supondrá aún una presión ambiental creciente en el futuro más inmediato, y máxime porque este aumento se concentrará fundamentalmente en los países de la orilla sur y este del Mediterráneo. En la zona litoral del Mediterráneo existen más de cien ciudades que superan los 100.000 habitantes. En buena parte de los países del sur y este del Mediterráneo, los núcleos urbanos más importantes se encuentran localizados en las regiones costeras, que por otra parte suelen coincidir con las áreas más fértiles. Su población urbana crece aceleradamente y de forma desordenada, debido tanto a su alto crecimiento demográfico, como a los flujos de población internos, lo que está generando graves presiones medioambientales (Durrieu de Madron *et al.*, 2011). Los cambios demográficos y de distribución de la población humana han alterado severamente los paisajes costeros, los cuales están siendo continuamente modificados por la adición de nuevas infraestructuras necesarias para el soporte de la población residente, actividades comerciales y actividades turísticas. Por ejemplo, en diversas regiones de Italia, Francia y España, las áreas construidas en la franja costera exceden el 45% de su línea litoral (EEA, 2006). Sin embargo, la transformación de los paisajes costeros en respuesta a la urbanización no se limita a la parte de tierra ya que la zona intermareal y las aguas marinas y estuarinas cercanas a costa se ven alteradas cada vez más por la pérdida y fragmentación de hábitats naturales y por la proliferación de una amplia variedad de estructuras artificiales, tales como escolleras, diques de contención, embarcaderos y pantalanés (Bulleri y Chapman, 2010). Por otro lado, se prevé que aumente el uso de estructuras de defensa costeras en respuesta al pronóstico de subida del nivel del mar y el aumento de la intensidad y frecuencia de grandes tormentas (Michener *et al.*, 1997; Thompson *et al.*, 2002). Por tanto, las estructuras artificiales empiezan a ser omnipresentes en aguas costeras de zonas urbanizadas donde resultan la forma dominante de hábitat intermareal e infralitoral poco profundo (Russell *et al.*, 1983;

Davis et al., 2002; Chapman y Bulleri, 2003; Airoidi et al., 2005; Living Shoreline Summit Steering Comité, 2006; Airoidi y Beck, 2007).

El diseño y fabricación de las estructuras de contención conlleva diversas características que influyen en factores físicos determinantes para los organismos intermareales (Pister, 2009), como es la energía del oleaje, (Southward y Orton, 1954; Denny y Wethey, 2001; Jonsson et al., 2006). El efecto de sombreo provocado por determinadas estructuras, tales como pantalanés, puede provocar grandes alteraciones en las comunidades (Blockley, 2007), pudiendo llegar a influir más que el material de construcción (Glasby, 1999a), como se discute en el capítulo 3.

Los impactos ecológicos producidos por las infraestructuras costeras en aguas poco profundas también pueden variar en función de sus características intrínsecas. Algunos autores (Southward y Orton, 1954; Hawkins, Southward y Barrett, 1983; Thompson *et al.*, 2002; Branch *et al.*, 2008) asumen que la estructura y funcionalidad de las comunidades que colonizan superficies construidas con roca natural son análogas a las presentes en los roquedos naturales adyacentes. Sin embargo, existen mucha evidencias que indican que la epibiota y comunidades de peces asociadas a las estructuras construidas con sustratos artificiales, tales como escolleras, diques, empalizadas o atracaderos flotantes, difieren de las comunidades de arrecifes naturales (Lincoln-Smith *et al.*, 1994; Glasby y Connell 1999; Rilov y Benayahu 2000; Perkol-Finkel y Benayahu, 2004; Bulleri *et al.*, 2005; Moschella *et al.*, 2005; Clynick, *et al.*, 2008; Lam *et al.*, 2009).

Los hábitats artificiales pueden diferenciarse de los hábitats naturales en función de sus características morfológicas, las cuales pueden resultar determinantes para el asentamiento de las distintas especies. Las construcciones artificiales suelen presentar pendientes más acusadas y superficies menos heterogéneas que los enclaves naturales (Chapman, 2003; Perkol-Finkel y Benayahu, 2004; Moschella *et al.*, 2005; Lam *et al.*, 2009). Muchas especies animales y vegetales del intermareal e infralitoral limitan su distribución en función de la pendiente del sustrato (Whorff *et al.*, 1995). Por otro lado, estas estructuras suelen construirse con materiales no naturales (por ejemplo, cemento, plástico o metal) (Atrill et al., 1999) que pueden afectar al reclutamiento, a pesar de que muchas especies epibióticas colonizan fácilmente estos sustratos (Svane y Petersen,

2001; Chapman y Clynick, 2006). Comunidades epibentónicas e ícticas que se desarrollan en el infralitoral de escolleras hechas con bolsas geotextiles de arena prensada resultan muy diferentes a las comunidades asentadas en roquedos naturales cercanos, probablemente como consecuencia de que las propiedades físicas del sustrato pueden afectar al reclutamiento (Edwards y Smith, 2005). Además, la ausencia en los sustratos artificiales de determinados microhábitats naturales (por ejemplo, pozas intermareales, extraplomos), los cuales funcionan como refugio contra depredadores y condiciones de estrés ambiental (por ejemplo, acción del oleaje o desecación en hábitats intermareales) podría influir en la supervivencia de propágulos de vegetales y animales tras su asentamiento (Bulleri, 2005b; Moschella *et al.*, 2005). La edad de estas nuevas estructuras también es un factor importante que puede determinar la semejanza de las nuevas comunidades asentadas con las comunidades naturales adyacentes (Karlson, 1978; Hawkins *et al.*, 1983; Pinn *et al.*, 2005; Moschella *et al.*, 2005).

Todos estos factores, dependientes de las características del diseño del sustrato, van a condicionar los procesos ecológicos imperantes en las comunidades biológicas que en ellos se asientan. Procesos ecológicos, tales como el reclutamiento (Glasby, 1999c; Bulleri, 2005b) alimentación (ramonear) (Bulleri *et al.*, 2004), competencia, depredación (Kirl *et al.*, 2007) o reproducción (Moreira *et al.*, 2006) pueden presentar diferencias entre los hábitats naturales y artificiales y los datos actuales indican que las estructuras artificiales no funcionan como sustitutos de los hábitats naturales (Bulleri y Chapman, 2010).

Si bien los ecosistemas terrestres llevan décadas investigándose en relación a los efectos de la urbanización sobre la biota, los efectos de ésta sobre la vida marina aún no se conocen bien (Pister, 2009). Los estudios ecológicos sobre los ecosistemas marinos urbanos apenas han comenzado a desarrollarse (Glasby y Connell, 1999; Bulleri, 2006). Las pocas investigaciones que se han ocupado de las escolleras y diques de contención, han arrojado algunos resultados contradictorios (Pister, 2009). Estas diferencias en los resultados de los patrones descritos en distintas estructuras marinas también se han detectado en estudios realizados sobre áreas urbanas terrestres donde se han encontrado diferencias en la diversidad y estructura de la comunidad de hábitats modificados antropogénicamente (Rebele, 1994; Eversham *et al.*, 1996; McDonnell *et al.*, 1997).

Esta situación podría deberse a una variación de carácter regional en la capacidad de estas estructuras para albergar comunidades marinas.

Existen muchas cuestiones que merecen un especial análisis concerniente a los procesos ecológicos que se desarrollan sobre los diques artificiales en el medio marino. Por ejemplo, resulta vital conocer si los organismos asentados en estas estructuras contribuyen reproductivamente al mantenimiento de las poblaciones locales. Si es así, las poblaciones pueden ser considerados recursos ecológicos y deben ser monitorizadas, si no, podrían funcionar como una zona donde la población local tendría un índice de crecimiento inferior a uno y, sin inmigración, estarían abocadas potencialmente a la extinción (Pister, 2009).

Debido al gran desarrollo urbanístico e industrial sufrido por la bahía de Algeciras, las plataformas rocosas naturales, abundantes hasta hace tan sólo unas décadas en gran parte del arco de la bahía, han quedado sepultadas por obras de ingeniería civil.

El objetivo del estudio fue conocer la estructura y el potencial reproductor de las poblaciones del molusco *Cymbula nigra* asentadas sobre las estructuras artificiales de la bahía de Algeciras. El interés sobre este molusco patélido en particular, radica en que actualmente se encuentra incluido en el Anexo II (Lista de especies en Peligro o Amenazadas) del Convenio de Barcelona y de Berna y recogida en el Libro Rojo de los Invertebrados de Andalucía en la categoría de vulnerable (Moreno y Arrollo, 2008). La lapa negra *Cymbula nigra* es el patélido de mayor tamaño del Mediterráneo, llegando a alcanzar tamaños de hasta 13,3 cm (Rivera-Ingraham *et al.*, 2011), y aunque es una lapa originaria de las costas senegalesas (Christiaens, 1974)), se encuentra ampliamente distribuido por las costas del Estrecho de Gibraltar, donde presenta importantes poblaciones tanto en las costas europeas (Algeciras) como norteafricanas. Por otro lado, también se conoce poco sobre la biología de la especie. Los primeros trabajos fueron realizados por Renault y Moueza (1971), aportando datos sobre su ecología y reproducción. El ciclo reproductor de *C. nigra* fue descrito con más detalle por Frenkiel (1975). Grandfils y Vega (1982) encontraron ejemplares de la especie en la costa de Málaga y realizaron un estudio de su morfología radular. Recientemente, Espinosa *et al.* (2007) estudiaron los efectos de un emisario sobre la comunidad de moluscos patélidos,

entre ellos *C. nigra*, en las costas de Ceuta. Rivera-Ingrahan *et al.*, (2011) analizaron la distribución, densidad, estructura de talla, características morfométricas y factores ambientales de las poblaciones de la costa de Ceuta.

El objetivo del estudio fue comparar las subpoblaciones de *Cymbula nigra* asentadas sobre tres tipos de sustratos en la bahía de Algeciras comparando su estructura de talla, distribución, densidad, índice gonadosomático y *sex-ratio*. Las diferencias físicas entre los distintos sustratos se establecieron analizando su rugosidad.

2.- MATERIAL Y MÉTODOS

2.1.- DESCRIPCIÓN Y DISTRIBUCIÓN DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO

En la bahía de Algeciras pueden encontrarse diferentes tipos de sustrato artificial que difieren en constitución y diseño. Para el estudio se seleccionaron los sustratos con mayor predominio en la zona y, en el caso de los artificiales, de uso habitual en obras de contención en el litoral. Son los siguientes (fig. 1):

- Roquedos naturales (sustrato natural)
- Escolleras (sustrato artificial)
- Diques verticales (sustrato artificial)

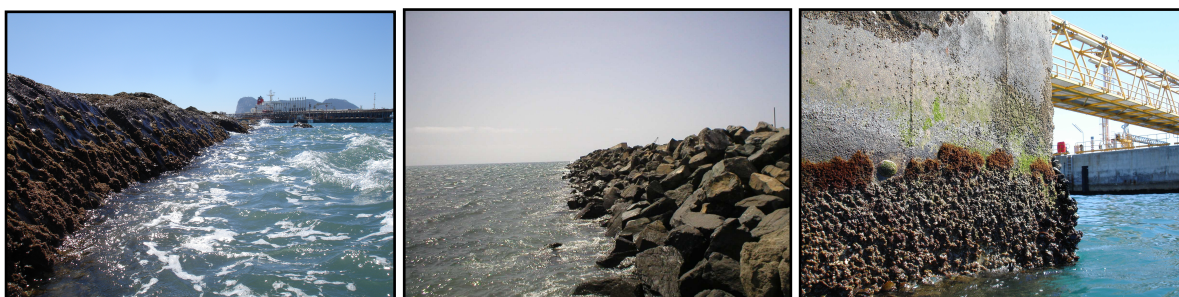


Figura 1.- Fotografías de los tres tipos de sustrato (de izquierda a derecha: natural, escollera y dique vertical).

Roquedos naturales: su origen se deriva del proceso de formación de los acantilados como consecuencia del desgaste desigual producido por el envite del oleaje en la base del acantilado o por afloramiento rocosos producidos por procesos geológicos como fallas y diaclasas. En la bahía de Algeciras están conformadas por afloramientos de secuencias turbidíticas, las cuales alternan niveles duros, constituidos por conglomerados y areniscas, y niveles blandos, formados por limos y arcillas, en estratos de varios centímetros a decímetros. Las variaciones que experimenta el nivel del mar en este sector (costa mesomareal, con oscilaciones inferiores a 2,5 m) permiten dejar emergente la plataforma de abrasión de forma discontinua. En ella se pueden reconocer

estratos casi verticales, numerosas estructuras sedimentarias asociadas a depósitos turbidíticos y rasgos estructurales (pliegues y fallas de gran escala) (Villalobos y Pérez, 2009).

Escolleras: estructuras artificiales de ingeniería civil constituidas por piedras de cantera que son arrojadas al fondo del mar; se distribuyen formando un dique de defensa contra el oleaje. Son obras de abrigo artificiales proyectadas para reducir la energía del oleaje que afecta una zona que se quiere proteger, como es el caso de los puertos y otros espacios e instalaciones de la costa. Las obras de abrigo fundamentales son los diques verticales y los diques en talud. En Europa, el dique en talud es la tipología más utilizada en diques y espigones debido a la facilidad de construcción, a su elevada resistencia frente a grandes temporales y su gran capacidad para disipar la energía incidente, funcionan disipando por rotura la mayor parte de la energía (fig. 2). Los diques en talud se construyen generalmente con un núcleo relativamente poco permeable, encima del cual se superponen capas de piedra y elementos de tamaño creciente (capas de filtro, manto secundario y manto principal). Los elementos más utilizados son los de colocación aleatoria en dos capas, los cuales resisten fundamentalmente por gravedad. Si los elementos son piedras naturales, normalmente procedentes de canteras, la estructura de abrigo recibe el nombre de escollera.

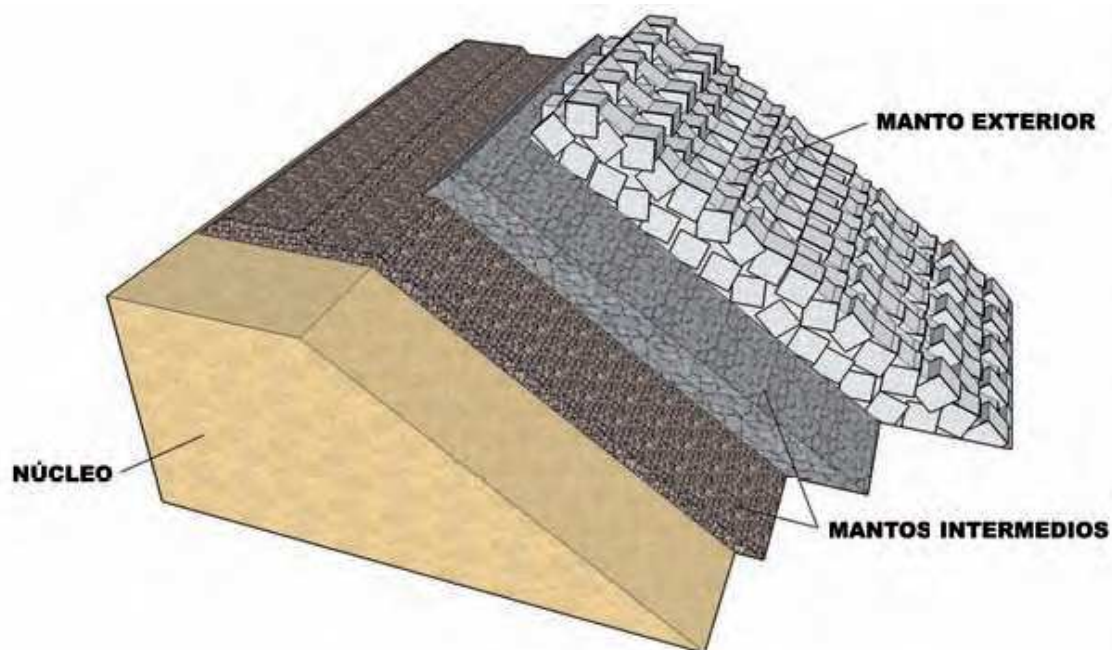


Figura 2.- Disposición de los mantos de protección en un dique en talud.

Diques verticales: son obras de paramento vertical destinadas a proteger la costa del en vite del oleaje. Los diques verticales están conformados de hormigón. A diferencia de los diques en talud, estas estructuras no disipan la energía del oleaje sino que la reflejan. En los últimos años se están construyendo en las costas españolas muchos diques verticales de cajones ya que presentan numerosas ventajas económicas y ambientales, tales como el aprovechamiento del espacio, el ahorro de material, la rápida puesta en obra, el menor impacto ambiental durante la construcción, etc. Sin embargo, pueden presentar graves problemas durante la fase de servicio de la obra, ya que reflejan gran parte del oleaje que incide sobre ellos. Estas reflexiones pueden afectar significativamente la dinámica litoral, pudiendo erosionar playas próximas y provocar acumulaciones peligrosas de energía y sedimento en puntos localizados.

Las estaciones seleccionadas para el estudio se distribuyeron alternando los tres tipos de sustrato a lo largo de todo el arco de la Bahía con el objetivo de minimizar la variabilidad debida a características ambientales microespaciales (tabla 1, fig. 3). Estudios previos han demostrado un gradiente de contaminación que aumenta a medida que nos adentramos en el saco interno de la Bahía (Carballo *et al.*, 1996; Naranjo *et al.*, 1996; Sanchez-Moyano *et al.*, 2000a, b). La disposición alterna sirve para mitigar posibles cambios que pueden presentar las comunidades de las estaciones ubicadas en la zona externa vs las ubicadas en la zona interna como consecuencia de las diferencias en el grado de conservación.

Tabla 1.- datos de ubicación de las estaciones

Estaciones	Coordenadas	Tipo de sustrato
San García	36° 06.257 N/5° 25.762W	Roquedo natural
El Saladillo	36° 07.109 N/5° 26.091W	Escollera
Puerto de Algeciras	36° 08.519 N/5° 25.805W	Dique vertical
Acerinox	36° 10.520 N/5° 25.396W	Escollera
El Roquedillo	36° 10.743 N/5° 24.211W	Roquedo natural
Cepsa	36° 10.555 N/5° 24.242W	Dique vertical
La Línea	36° 09.408 N/5° 22.048W	Escollera
Puerto de Gibraltar	36° 08.390 N/5° 21.972W	Dique vertical
Punta Europa	36° 06.582 N/5° 20.917W	Roquedo natural

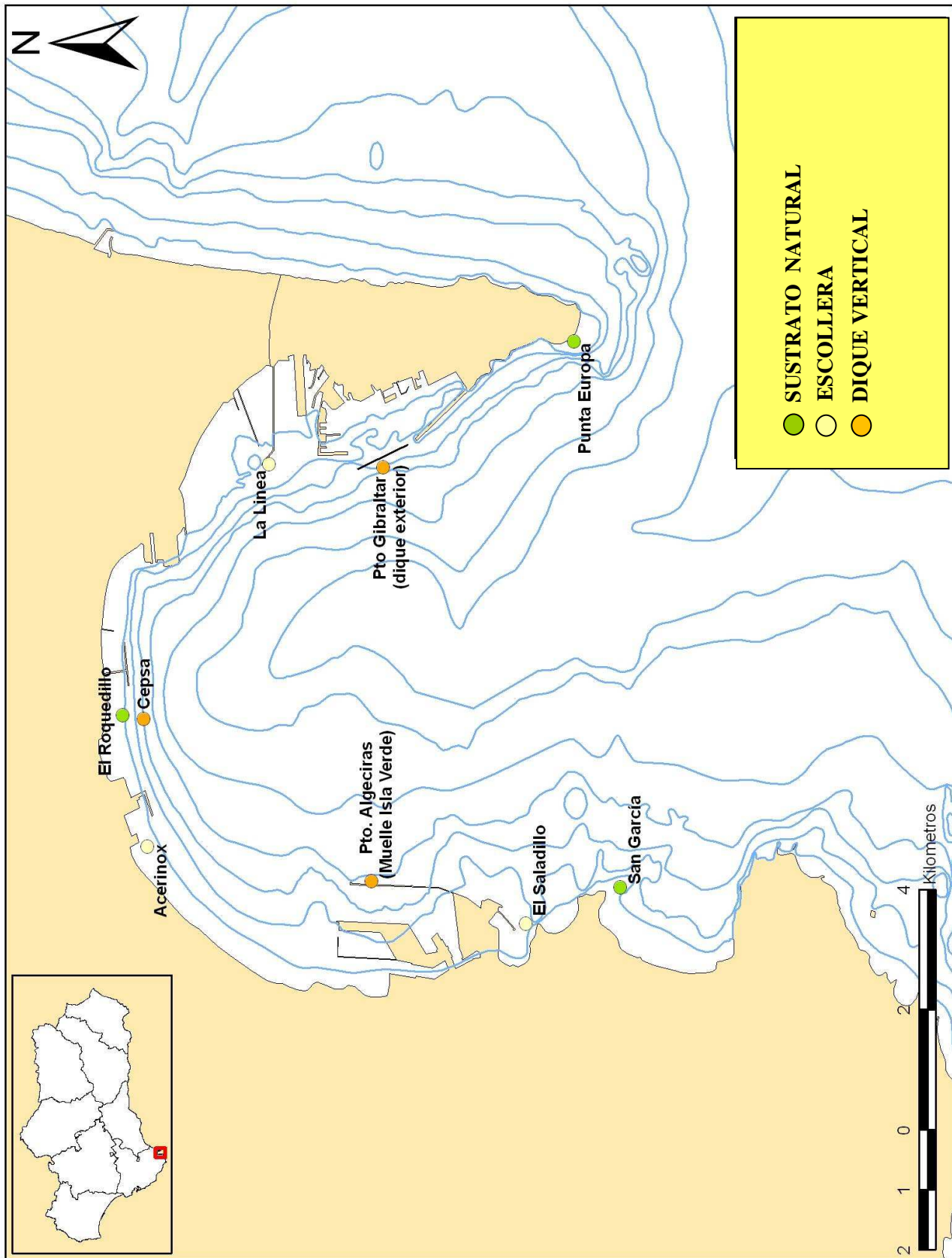


Figura 3.- Mapa de distribución de las estaciones de muestreo

La densidad de *Cymbula nigra* se midió por conteo del número de individuos a lo largo de un transecto de 10m con una anchura de 1m sobre la zona donde se ubica la especie. En cada una de las estaciones, se analizaron un total de tres transectos separados por un mínimo de 5m (fig. 4). También se midió la talla de todos los individuos censados en cada transecto. La talla se estimó midiendo la longitud del eje anteroposterior de la concha (Guerra- García *et al.*, 2004 a,b). Cada uno de los datos de talla registrados en cada estación se clasificó por clases de talla correspondiente a intervalos de 1 centímetro. A partir de estos datos se elaboraron histogramas de frecuencia de tallas con el fin de evaluar el estado de conservación de las distintas poblaciones estudiadas.

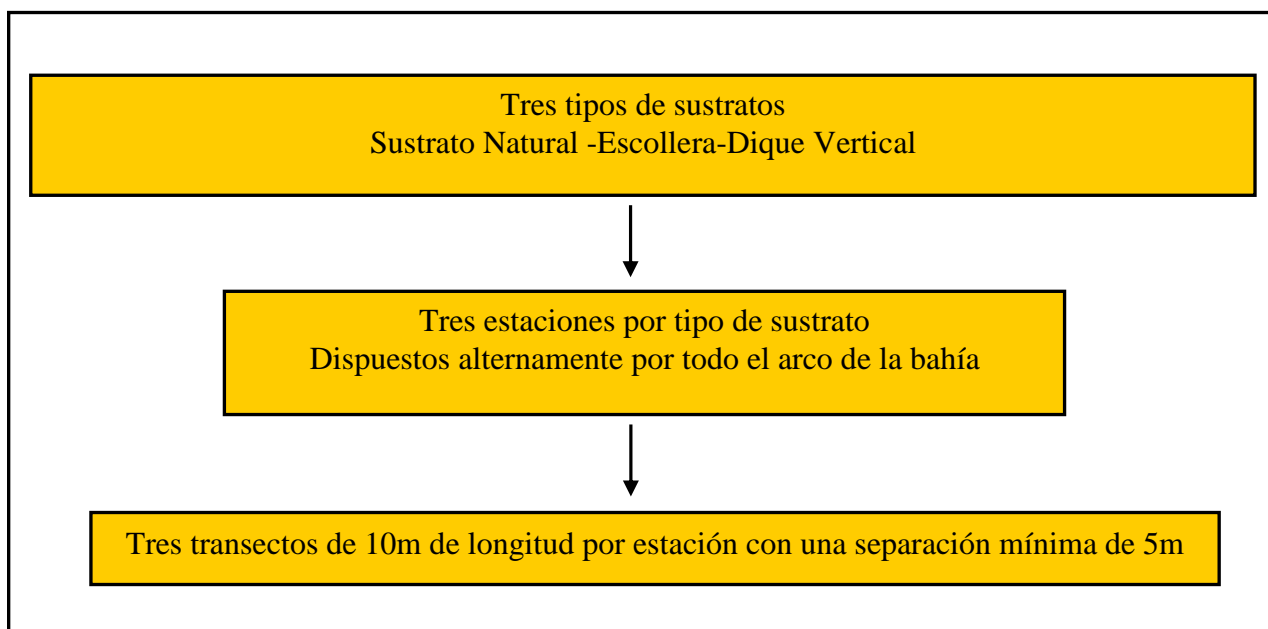


Figura 4.- Esquema del diseño de muestreo utilizado en el estudio

2.3.- ANÁLISIS DE LA RUGOSIDAD

Con objeto de caracterizar cada tipo de sustrato, se realizó una estima de la rugosidad. El análisis de la rugosidad se midió en cada estación de muestreo mediante el cálculo de la dimensión fractal (D) (Mandelbrot, 1967). Este método cuantifica la rugosidad de un sustrato en base a la pendiente de la recta de regresión (b) derivada de la medida del perímetro (H_l) de un perfil del mismo repetida a intervalos (λ_i) de amplitud variable siendo $D = 1-b$ (figuras 5 y 6). Se analizaron un total de cinco perfiles por estación.

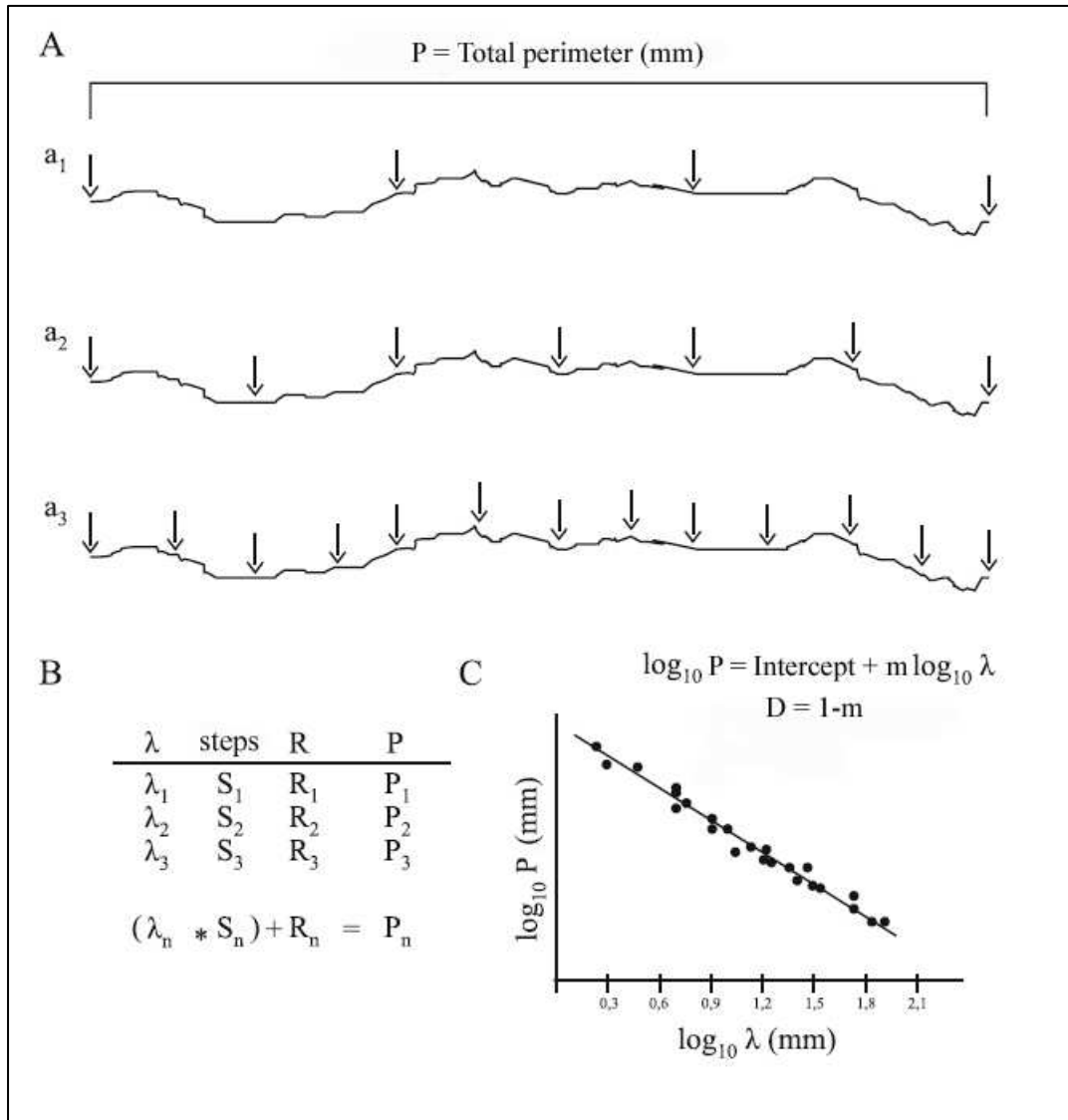


Figura 5.- Cálculo del índice de complejidad estructural (dimensión fractal: D) mediante el método de divisores. Los puntos representan la longitud aparente del transecto mediante “divisores” de intervalos crecientes (5mm y referidos en el texto como “pasos” o λ). Se muestra además la ecuación de la recta de regresión y la ecuación para el cálculo de D. P = perímetro, R = resto, S = número de pasos, λ = tamaño del paso (intervalos de 5 mm, de 40 a 5 mm).



Figura 6.- Obtención de un perfil sobre un dique vertical.

2.4.- ANÁLISIS DEL ÍNDICE GONADOSOMÁTICO (IGS)

El índice gonadosomático (IGS) se utilizó para indicar el desarrollo de la gónada en función de la talla, el sexo y el sustrato. Este índice representa el grado de madurez sexual de un individuo particular. El IGS ha sido utilizado anteriormente en patélidos por Liu y Morton (1998) y Kido y Murray (2003); según estos autores se expresa de acuerdo a la siguiente fórmula:

$$\text{IGS} = \text{PG/PC} \times 100$$

Donde,

PG: peso húmedo de la gónada, en gramos

PC: peso húmedo del cuerpo, en gramos

En el estudio se seleccionaron un total de 30 individuos por estación (a excepción del Pto. de Gibraltar donde se cogieron sólo 10 individuos ante la dificultad de encontrar tallas superiores a 4 cm), 10 individuos por cada transecto de 10 metros, coincidiendo con el inicio del periodo fértil de la especie (junio-septiembre según Frenkiel, 1975). Las tallas inferiores a 4 cm se descartaron para garantizar que los individuos analizados fueran adultos. En el laboratorio, se anotó la talla de cada individuo, se separó el cuerpo de la concha y se les extrajo la gónada para determinar el peso gonadal, por un lado, y el peso corporal por otro (figura 7). El sexo se determinó por el tipo de coloración de la gónada, la cual puede variar desde rosa pálido en los machos hasta marrón oscuro en las hembras. En caso de duda, el sexado se hizo por observación de una muestra de tejido gonadal sobre un frotis al microscopio óptico.

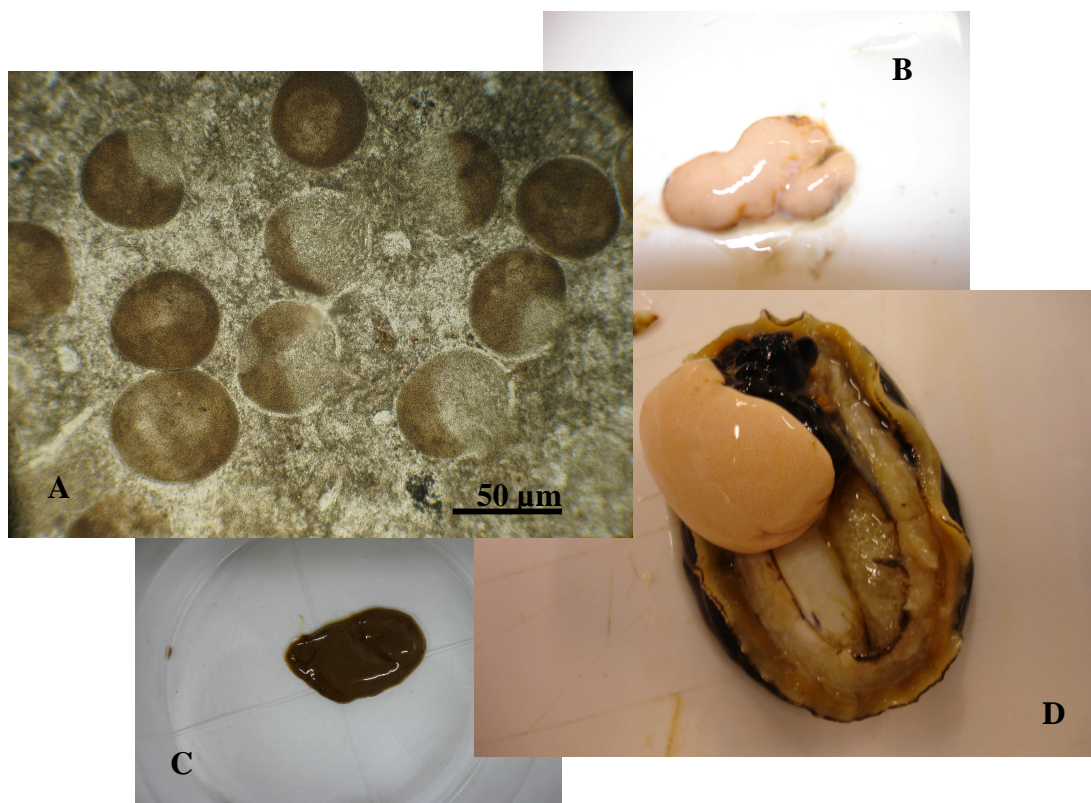


Figura 7.- A) Oocitos al microscopio óptico. B) Gónada masculina. C) Gónada femenina. D) Proceso de extracción de la gónada.

2.5.- TRATAMIENTO DE LA INFORMACIÓN

Para estudiar la influencia del sustrato sobre la densidad, la talla y el grado de madurez sexual de los individuos (IGS) se determinó la normalidad y homogeneidad de varianzas, utilizando los test de Kolmogorov-Smirnov y Levene respectivamente. En el estudio se aplicaron transformaciones matemáticas para satisfacer las premisas de normalidad y homocedasticidad y poder aplicar el análisis ANOVA. Sin embargo, en todos los casos no se cumplió la homogeneidad de varianza y, por tanto, se aplicó el análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis.

Cuando se encontraron diferencias significativas entre los tres tipos de sustrato, se efectuó un análisis *post hoc* por parejas. Para las comparaciones *post hoc* se utilizó el test de Tamhane. Los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el programa SPSS® 15.0.

3.- RESULTADOS

Como se ha comentado anteriormente, con el objetivo de evaluar las diferencias en la complejidad y heterogeneidad del sustrato se realizó un estudio topográfico en cada una de las estaciones mediante el cálculo de un índice de complejidad estructural; dimensión fractal: D . Los análisis efectuados en las distintas estaciones (ver tabla 2) muestran una mayor rugosidad de las superficies en las estaciones de El Saladillo, Acerinox, La Línea y puerto de Gibraltar. De las cuatro estaciones, tres de ellas pertenecen al sustrato de tipo escollera, las cuales, tal y como se comenta en el apartado Material y Métodos, están conformadas por rocas dolomíticas provenientes de canteras (sustrato artificial). La estación del Pto. de Gibraltar (sustrato artificial-pared vertical) mostró el mayor valor de rugosidad encontrado en la Bahía. Esto se contradice con las rugosidades analizadas en el resto de estaciones pertenecientes al mismo tipo de sustrato, Cepsa y Pto. de Algeciras, las cuales presentan las rugosidades más bajas. Esta situación contradictoria se comentará en la discusión.

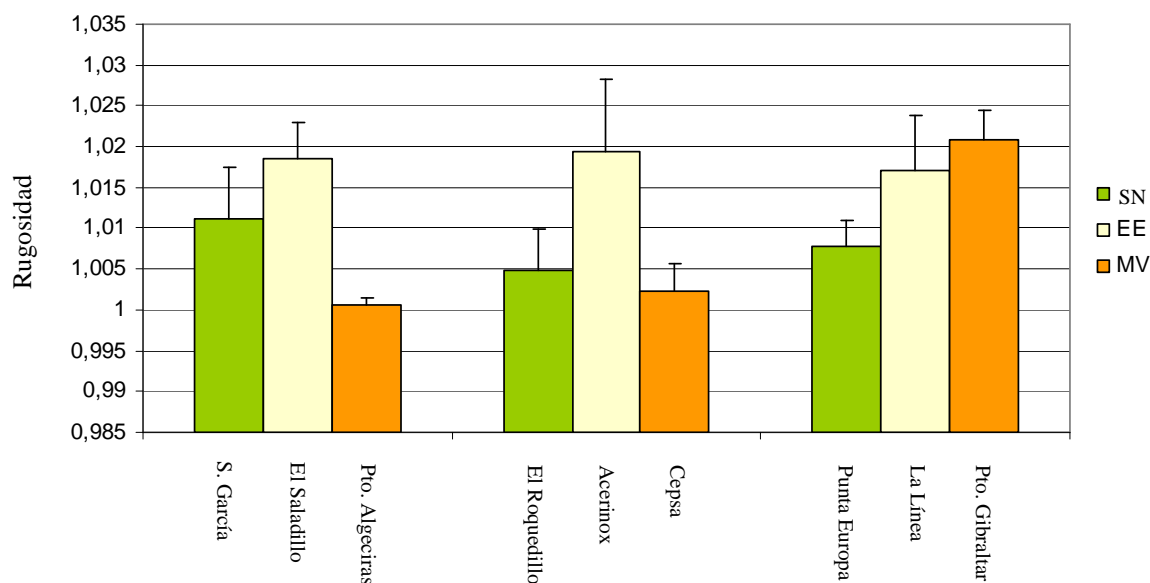


Figura 8.- Rugosidad media del sustrato por estaciones. SN: sustrato natural, EE: escollera externa, MV: muro vertical.

Los resultados del análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis muestran diferencias significativas entre los tres tipos de sustrato estudiados (tabla 2). Los mayores valores de rugosidad se detectaron sobre el sustrato escollera. El análisis *post-hoc* (test de Tamhane) reveló que los sustratos naturales y de tipo pared no presentaban diferencias significativas entre ellos y que su rugosidad era significativamente inferior a la encontrada sobre los sustratos de tipo escollera.

En la tabla 3 se expresan el número total de individuos, densidad, talla y porcentaje de reclutas encontrados en las distintas estaciones analizadas a lo largo de la bahía de Algeciras.

Tabla 2. Resultados del análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis para evaluar las diferencias de heterogeneidad entre sustratos. Las letras (a-b) indican diferentes subgrupos en base al test a-posteriori de comparación múltiple Tamhane.

Fuentes de variación	N	Media±ES	K	df	p
Sustrato			13,353	2	0,01**
Natural	15	1,00791±0,0013a	46,0	12,5±11,5	
Escollera	15	1,01830±0,0016b	87,0	27,9±18,9	
Dique vertical	15	1,00794±0,0025a	22,0	3,3±4,1	

*p<0,05; **p<0,01; ***p<0,001

a<b***

Tabla 3: análisis del número de individuos, talla y porcentaje de reclutas de las poblaciones de *C. nigra* en la Bahía de Algeciras.

	Estación	Nº total individuos	Nº medio individuos/m ²	Talla mínima (cm)	Talla máxima (cm)	Media ±desviación (cm)	Porcentaje reclutas*
Natural	San García	243	8,1	0,8	9,3	3,4±1,7	65,4
	El Roquedillo	788	26,3	0,9	9,4	4,3±2,0	49,9
	Punta Europa	93	3,1	1,6	8,1	3,8±1,5	63,4
Escollera	El Saladillo	1005	33,5	0,5	7,0	2,6±1,2	86,8
	Acerinox	1152	38,4	0,3	9,0	3,0±1,6	70,8
	La Línea	349	11,6	0,5	7,0	2,5±1,2	86,2
Dique v.	Pto. de Algeciras	199	6,6	1,7	7,8	3,5±1,5	68,9
	Cepsa	67	2,2	1,3	9,7	5,2±2,0	32,9
	Pto. De Gibraltar	35	1,2	0,5	5,0	1,7±1,0	94,3

* individuos con talla inferior a 4 cm

Los resultados obtenidos y el análisis estadístico de la distribución de talla se muestran en la figura 9 y en la tabla 4, respectivamente. Las poblaciones con mayor densidad se localizaron en el Saladillo y Acerinox, mientras que las densidades más bajas se registraron en el puerto de Gibraltar y Cepsa. Las tallas medias más altas se detectaron en el Roquedillo y Cepsa, estas dos estaciones también presentaron las tallas máximas analizadas, y las tallas medias mas bajas se encontraron en el puerto de Gibraltar y La Línea. En la estación del puerto de Gibraltar se encontró el mayor porcentaje de reclutas, seguido de La Línea, Saladillo y Acerinox. Inversamente, el porcentaje más bajo se registró en la estación de Cepsa.

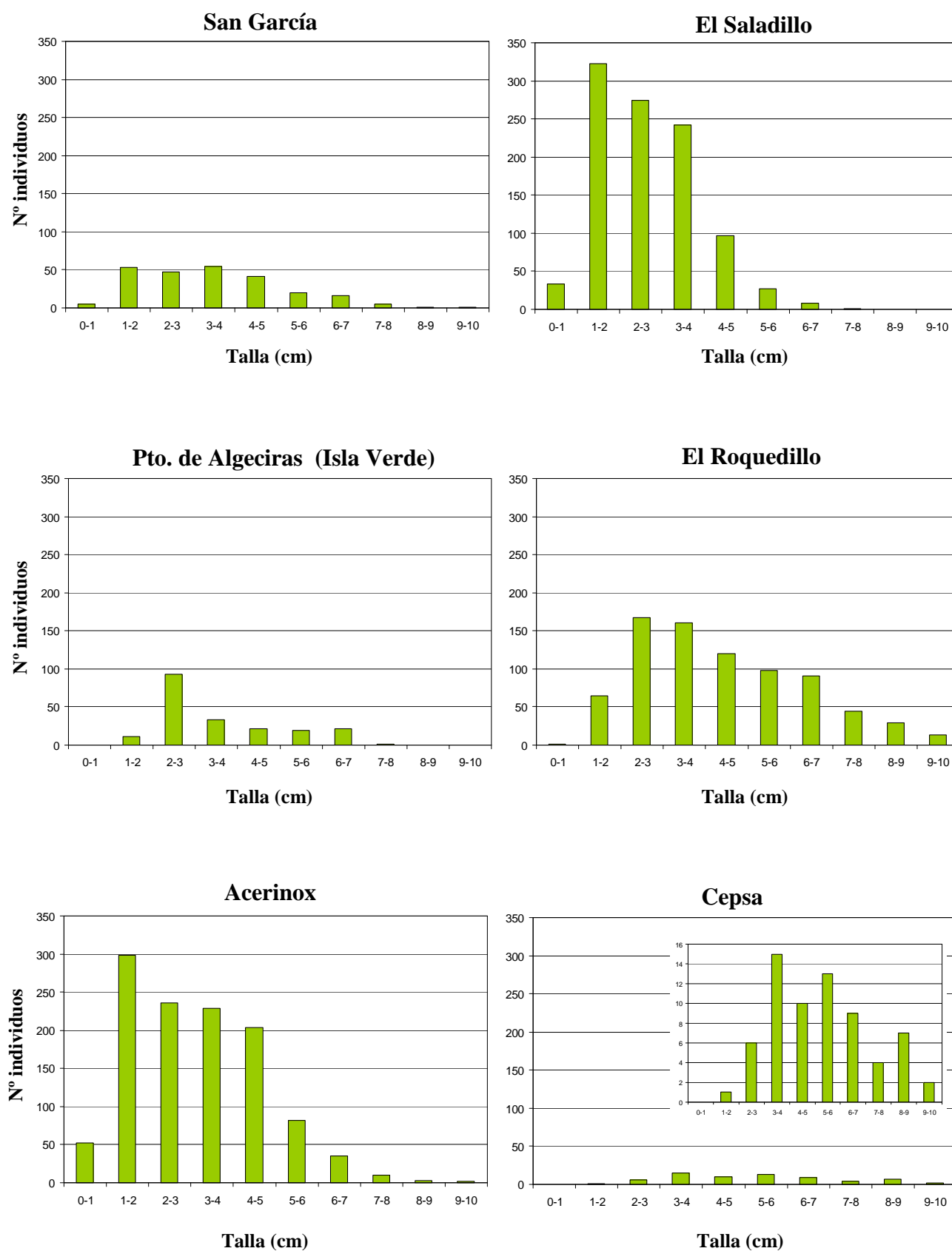


Figura 9.- Histogramas de frecuencias de talla de las poblaciones de *Cymbula nigra* en la bahía de Algeciras

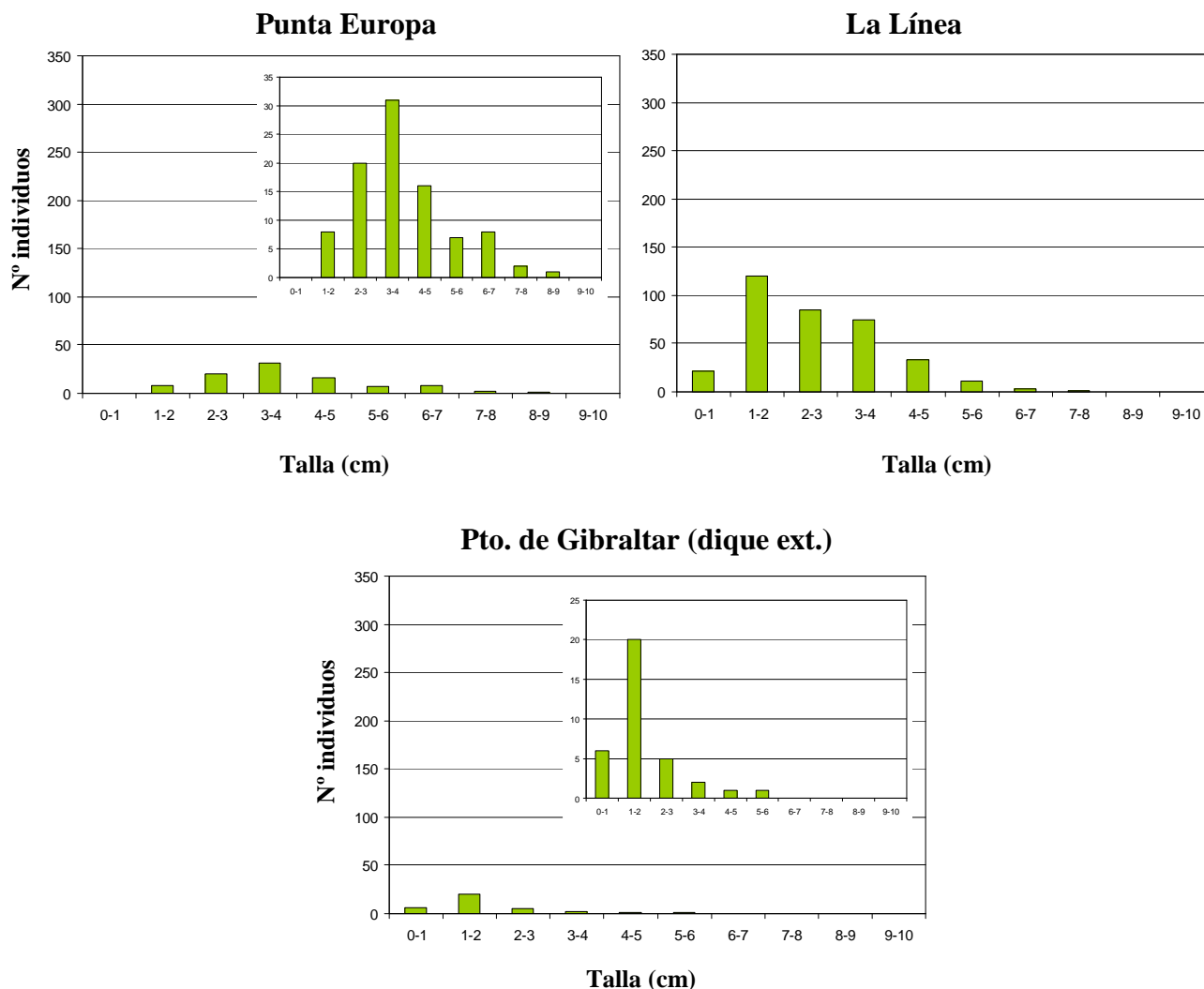


Figura 9.- Histogramas de frecuencias de talla de las poblaciones de *Cymbula nigra* en la bahía de Algeciras

Tabla 4.- análisis estadístico de la distribución de tallas (cm) en las distintas estaciones de las poblaciones de *Cymbula nigra*.

Sustrato	Estaciones	Normalidad	Asimetría	Asimetría ES	Curtosis	Curtosis ES
Natural	San García	0,960***	0,642 ⁼	0,156	-0,001	0,310
	El Roquedillo	0,954***	0,574 ⁼	0,087	-0,514	0,174
	Punta Europa	0,928***	0,918 ⁼	0,250	0,380	0,495
Escollera	El Saladillo	0,961***	0,641 ⁼	0,077	-0,028	0,154
	Acerinox	0,96***	0,618 ⁼	0,072	-0,005	0,144
	La Línea	0,955***	0,661 ⁼	0,131	-0,006	0,260
Dique v.	Pto. de Algeciras	0,868***	0,921 ⁼	0,172	-0,385	0,343
	Cepsa	0,973	0,339	0,293	-0,653	0,578
	Pto. De Gibraltar	0,817***	1,805 ⁼	0,398	3,410 ⁺	0,770

*** $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$

⁼ Se considera significativa cuando su valor absoluto es mayor que el doble del error estándar de asimetría

⁺ Se considera significativa cuando su valor absoluto es mayor que el doble del error estándar de Kurtosis

Respecto al análisis de los histogramas de frecuencias de tallas, la subpoblación perteneciente a la estación de Cepsa fue la única que se ajustaba a una distribución normal ($W=0,973$; $p<0,14$), no mostrando asimetría. El resto de estaciones presentaron una asimetría significativa desplazada hacia las tallas menores, lo que indica la ausencia de las clases de tallas mayores para estas subpoblaciones.

Los valores de talla registrados en las distintas subpoblaciones estudiadas, reveló que los individuos asentados sobre sustrato natural presentaban la talla media más alta, seguido por las subpoblaciones asentadas sobre dique vertical (tabla 5). La situación varió respecto al análisis de la densidad, ya que las subpoblaciones que presentaron mayor densidad de población fueron aquellas que se encontraban asentadas sobre escollera (tabla 6). Los valores más bajos se registraron sobre pared vertical y el sustrato natural con valores relativamente similares en comparación con los encontrados sobre escollera.

Tabla 5.- Análisis de la talla por tipo de sustrato

Tipo de Sustrato	Talla (individuos/m ²)		
	mínima	máxima	media±ES
Sustrato Natural	0,8	9,4	4,1±1,9
Escollera	0,3	9,0	2,8±1,4
Dique vertical	0,5	9,7	3,7±1,8

Tabla 6.- Análisis de densidad por tipo de sustrato

Tipo de Sustrato	Nº total individuos	Densidad (individuos/m ²)		
		mínima	máxima	media±ES
Sustrato Natural	1124	0,0	46,0	12,5±11,5
Escollera	2506	1,0	87,0	27,9±18,9
Dique vertical	301	0,0	22,0	3,3±4,1

El análisis de correlación de Spearman entre los datos de rugosidad y las tallas registradas, pusieron de manifiesto una correlación negativa significativa, de tal forma que a medida que los valores de rugosidad del sustrato aumentaban disminuían las tallas de los individuos asentados sobre él (figura 10). Aunque el análisis de correlación entre la densidad y rugosidad no fue significativo, sí se encontró una correlación positiva entre ambas variables (figura 11).

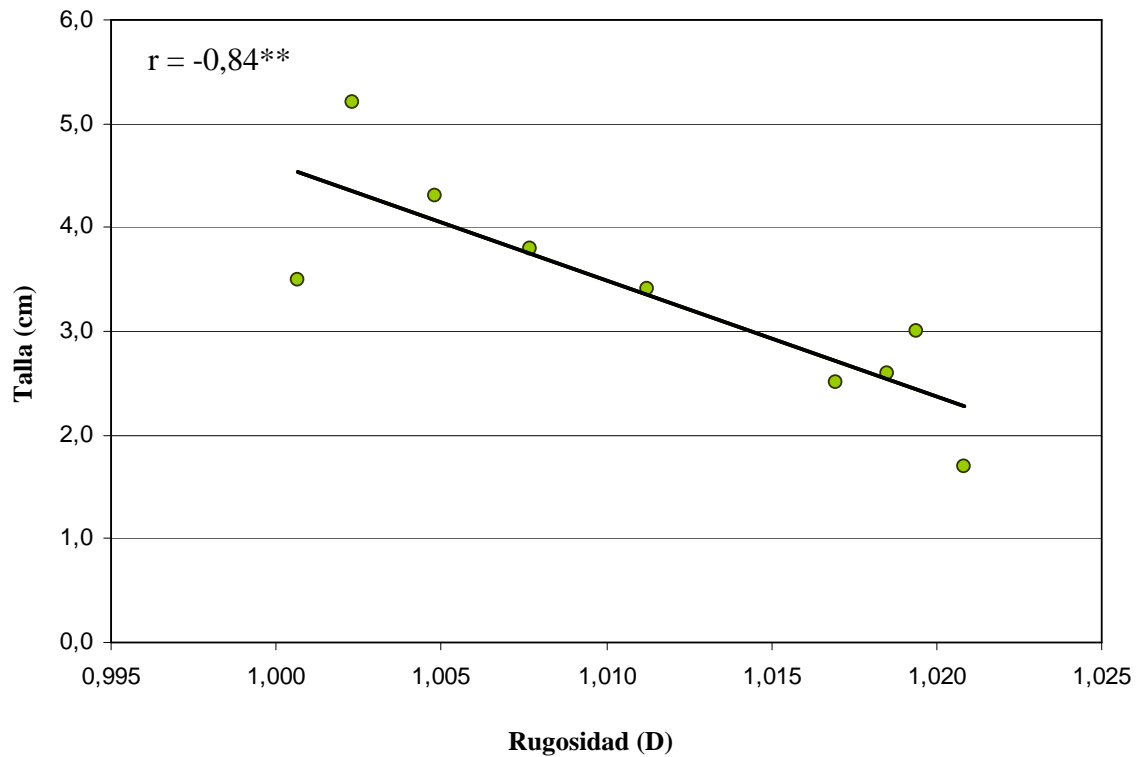


Figura 10.- Análisis de correlación lineal (SPEARMAN) entre las variables talla y rugosidad. ** Correlación significativa ($p < 0,01$).

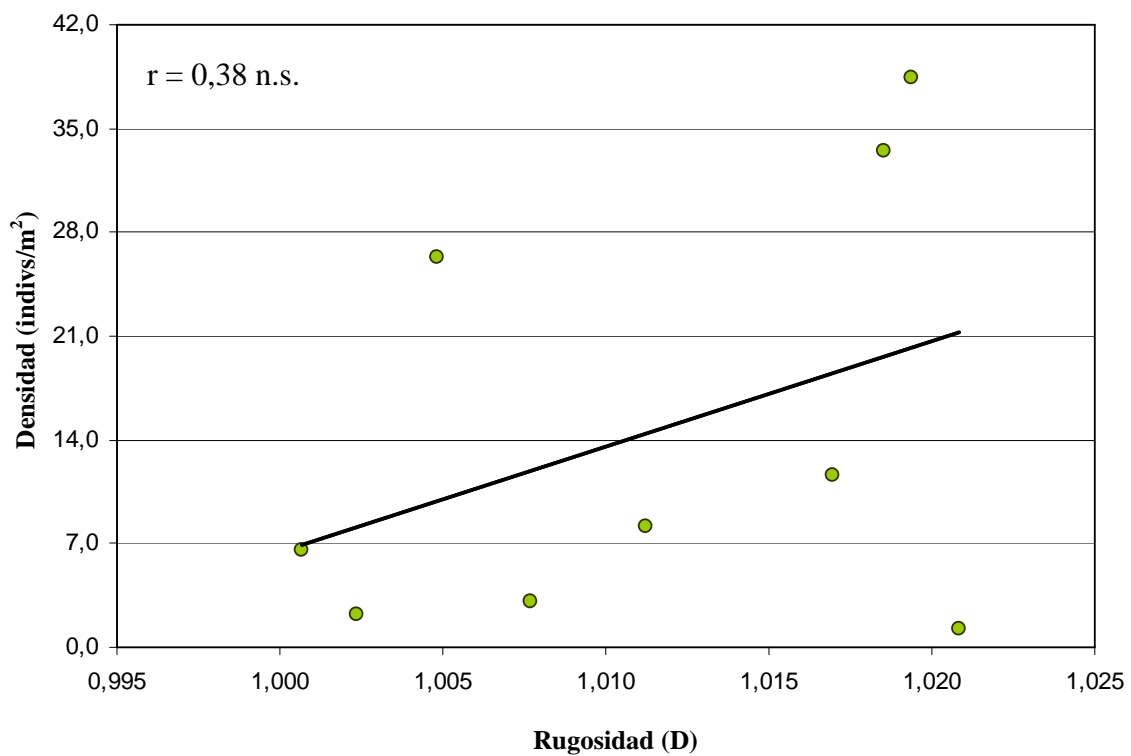


Figura 11.- Análisis de correlación lineal (SPEARMAN) entre las variables densidad y rugosidad.

El análisis de la talla y densidad entre los tres tipos de sustrato (test no paramétrico de Kruskal-Wallis) mostraron diferencias significativas (tabla 7 y 8). Las mayores tallas se localizaron en el sustrato natural mientras que los valores más pequeños se detectaron sobre la escollera. El análisis *post-hoc* (test de Tamhane) reveló que las diferencias eran significativas entre los tres tipos de sustrato. Respecto a la densidad, el mayor valor se registró sobre la escollera decreciendo en el sustrato natural y sustrato artificial-pared. El análisis *post-hoc* (test de Tamhane) también encontró que las diferencias se presentaban de manera significativa entre los tres grupos de sustrato.

Tabla 7.-Análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis para evaluar las diferencias de talla entre sustratos. Las letras a,b,c indican diferentes subgrupos en base al test a-posteriori de comparación múltiple de Tamhane.

Fuentes de variación		Medias±ES	K	df	p
Sustrato			392,3	2	***
	Sustrato Natural	4,07±0,05a			
	Escollera	2,79±0,02b			
	Dique vertical	3,68±0,1c			

*** p<0,001: ** p<0,01: * p<0,05

a<b***b>c***a>c**

Tabla 8.-Análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis para evaluar las diferencias de densidad entre sustratos. Las letras a,b,c indican diferentes subgrupos en base al test a-posteriori de comparación múltiple de Tamhane.

Fuentes de variación		Medias±ES	K	df	p
Sustrato			123,53	2	***
	Sustrato Natural	12,48±1,2a			
	Escollera	27,48±1,99b			
	Dique vertical	3,34±0,43c			

*** p<0,001: ** p<0,01: * p<0,05

a<b***b>c***a>c**

En la tabla 9 se muestran el número total y los porcentajes de machos, hembras e individuos indiferenciados (gónadas no desarrolladas) analizados en el estudio junto con los valores asociados del índice gonadosomático (IGS). Punta Europa fue la estación con mayor proporción de individuos machos, con un 70% de los individuos sexados. La mayor densidad de hembras, 60% de los individuos sexados, se localizó en la estación

del puerto de Gibraltar. La mayor proporción de individuos que presentaban gónadas no desarrolladas se detectó en La Línea, con un 16,7 % de los individuos sexados. Esta estación también presentó las tallas medias de machos ($5,0 \pm 0,5$ cm) más bajas junto con la estación del Saladillo que a su vez también registró los valores de talla media más bajas para las hembras ($5,1 \pm 0,9$ cm) (Tabla 10). Las estaciones del Roquedillo y Cepsa presentaron las tallas medias más altas de machos ($6,7 \pm 1,5$ cm y $6,9 \pm 1,4$ cm, respectivamente) y hembras ($8,3 \pm 1,4$ cm y $7,1 \pm 1,8$ cm, respectivamente). El valor más alto para el análisis del índice gonadosomático (IGS) se detectó en la subpoblación del Roquedillo ($12,13 \pm 10,6\%$) y el más bajo en la subpoblación de La Línea ($3,64 \pm 3,33\%$).

Tabla 9.- Proporción de machos, hembras y valores del Índice Gonadosomático en las poblaciones de *Cymbula nigra* en la Bahía de Algeciras

Sustrato	Estación	Nº individuos analizados	Nº de machos/%	Nº de hembras/%	Nº de indeterminados/%	IGS
Natural	San García	30	14/46,7	12/40,0	4/13,3	$7,91 \pm 5,05$
	El Saladillo	30	15/50,0	14/46,7	1/3,3	$8,22 \pm 3,77$
	Pto. de Algeciras (Isla Verde)	30	18/60,0	9/30,0	3/10,0	$6,72 \pm 6,03$
Escollera	Acerinox	30	12/40,0	16/53,3	2/6,6	$9,07 \pm 8,64$
	El Roquedillo	30	16/53,3	10/33,3	4/13,3	$12,13 \pm 10,6$
	Cepsa	30	13/43,3	17/56,7	0/0	$11,44 \pm 6,51$
Dique V.	La Línea	30	12/40,0	13/43,3	5/16,7	$3,64 \pm 3,33$
	Pto. de Gibraltar (dique ext.)	10	3/30,0	6/60,0	1/10,0	$6,47 \pm 3,02$
	Punta Europa	30	21/70,0	8/26,7	1/10,0	$8,54 \pm 3,23$
Total		250	124/49,6	105/42,0	21/8,4	$8,24 \pm 2,65$

Tabla 10.- Talla media en función del sexo

Sustrato	Estación	Talla media macho (cm) \pm desviación	Talla media hembra (cm) \pm desviación
Natural	San García	$6,0 \pm 1,5$	$6,9 \pm 1,5$
	El Saladillo	$5,0 \pm 0,5$	$5,2 \pm 0,6$
	Pto. de Algeciras (Isla Verde)	$5,7 \pm 0,7$	$5,4 \pm 0,7$
Escollera	Acerinox	$5,5 \pm 0,9$	$6,1 \pm 1,0$
	El Roquedillo	$6,7 \pm 1,5$	$8,3 \pm 1,4$
	Cepsa	$6,9 \pm 1,4$	$7,1 \pm 1,8$
Dique V.	La Línea	$5,0 \pm 0,5$	$5,1 \pm 0,9$
	Pto. de Gibraltar (dique ext.)	$5,1 \pm 0,5$	$5,4 \pm 0,7$
	Punta Europa	$5,6 \pm 1,3$	$5,5 \pm 1,0$
Media		$5,8 \pm 1,3$	$6,2 \pm 1,5$

El índice gonadosomático fue mayor en las hembras que en los machos en el cómputo total de los individuos analizados en el estudio (tabla 11), al igual que el valor

máximo registrado. La proporción de hembras respecto a los machos fue mayor cuanto mayor era el rango de talla analizado (figura 12).

Tabla 11.- Análisis del índice gonadosomático por sexo en *Cymbula nigra*

Sexo	IGS (%)		
	mínima	máxima	media±desviación
Machos	0,2	27,7	7,4±5,6
Hembras	0,6	39,0	9,8±7,5

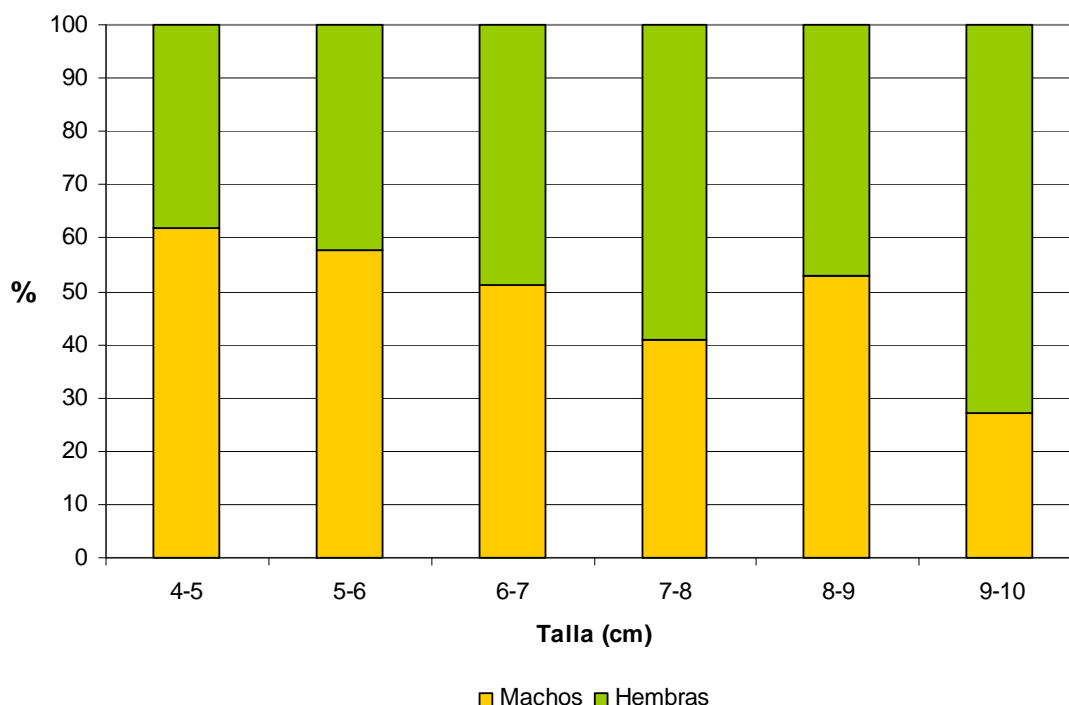


Figura 12. Distribución de la proporción de sexos respecto a la talla de la concha de los individuos sexados. Las clases de talla se corresponden a intervalos de 1 centímetro.

Tabla 12.-Análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis para evaluar las diferencias en los valores del IGS por sustratos.

Fuentes de variación	Medias±ES	K	df	p
Sustrato		291,2	2	n.s.
Sustrato Natural	9,52±1,85			
Escollera	6,97±2,92			
Dique vertical	8,21±2,8			

*** p<0,001: ** p<0,01: * p<0,05

Los valores para el IGS analizados entre los tres tipos de sustrato (test no paramétrico de Kruskal-Wallis) no revelaron diferencias significativas (tabla 12).

El análisis de correlación de Spearman entre los datos del IGS y las tallas registradas para la subpoblación completa y los individuos machos y hembras por separado pusieron de manifiesto una correlación positiva significativa, de tal forma que a medida que se incrementaban los valores de talla aumentaban los valores del IGS (figura 12).

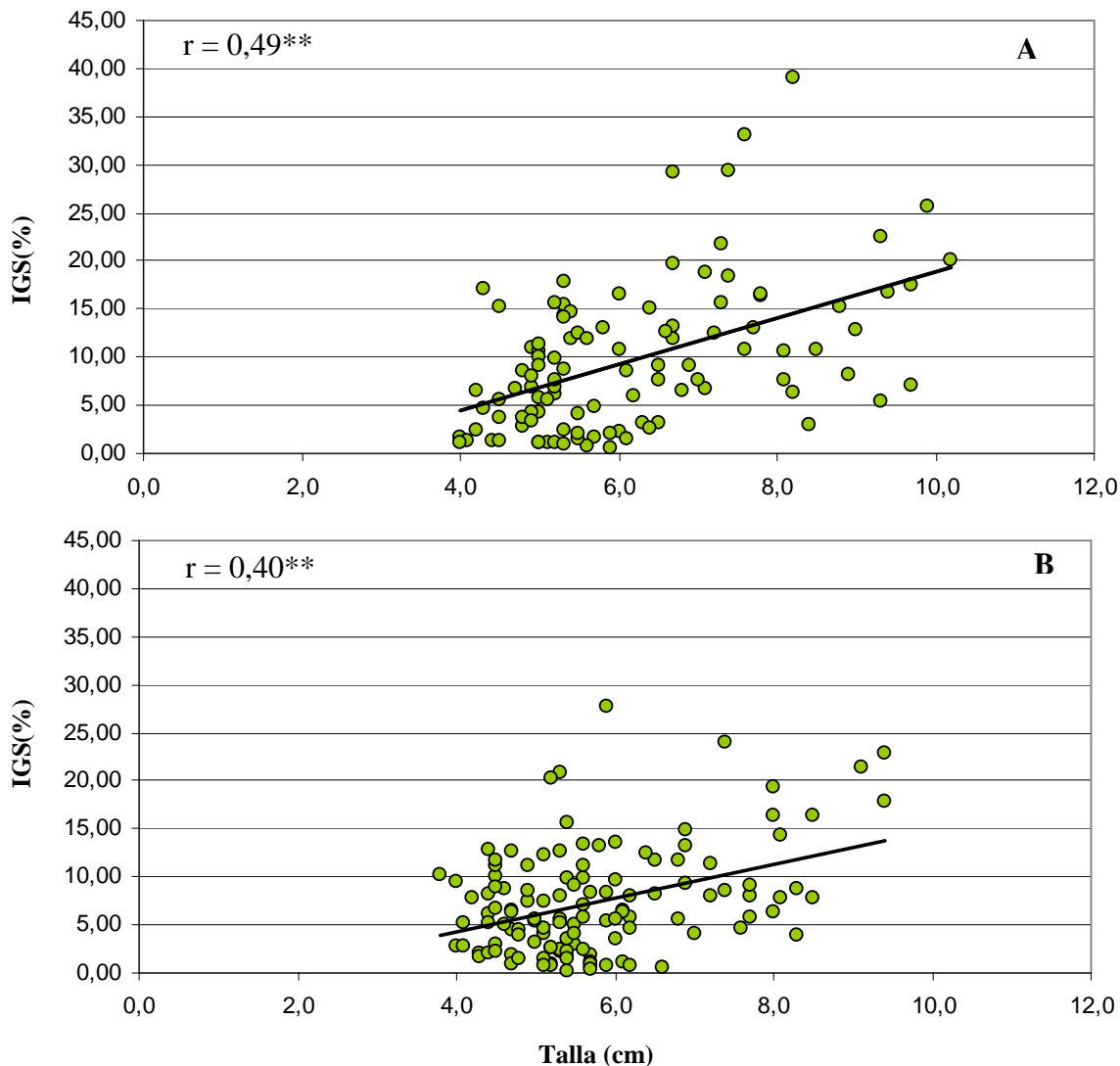


Figura 12. Análisis de correlación lineal (SPEARMAN) entre las variables talla e IGS. A) Total de individuos, B) Individuos machos y C) Individuos hembras ** Correlación significativa ($p < 0,01$).

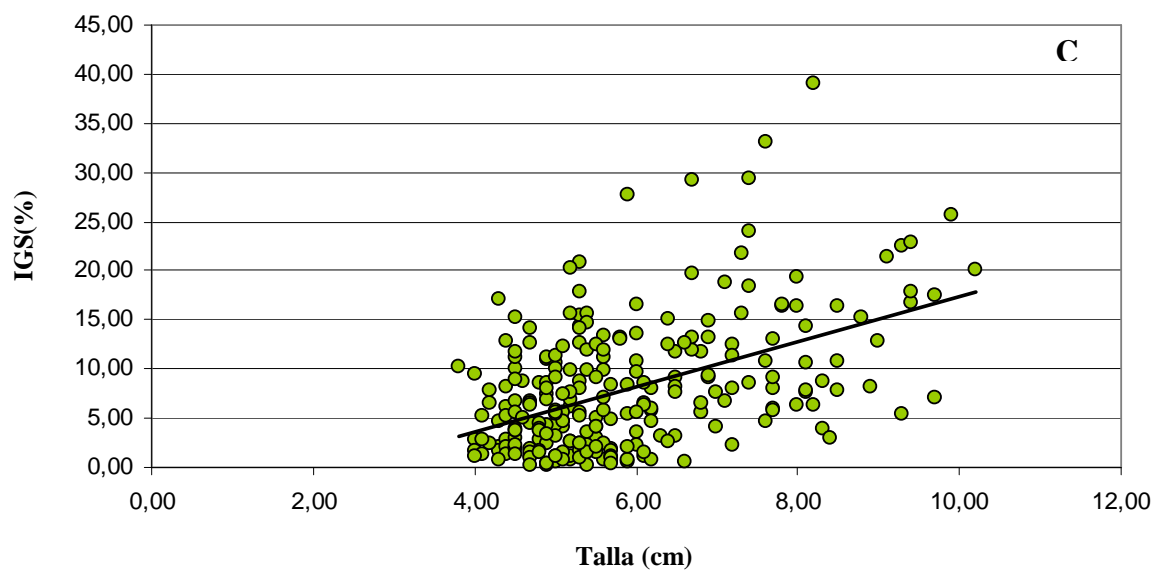


Figura 12. Análisis de correlación lineal (SPEARMAN) entre las variables talla e IGS. A) Total de individuos, B) Individuos machos y C) Individuos hembras ** Correlación significativa ($p < 0,01$).

4.- DISCUSIÓN

El cálculo del índice de complejidad estructural del sustrato se realizó por medio del análisis de dimensiones fractales. La dimensión fractal expresa la complejidad de la geometría estática de una estructura (Mandelbrot, 1983; Li, 2000), de tal forma que a mayor dimensión fractal, mayor complejidad estructural. Los fractales se han utilizado previamente para describir la complejidad del hábitat en ecosistemas marinos tales como arrecifes de coral (Bradbury *et al.*, 1984), muelles de pilares (Le Tourneux y Bourget, 1988), algas marinas (Gee y Warwick, 1994 a, b) y costas rocosas (Kostylev *et al.*, 1997; Erlandsson *et al.*, 1999; Commito y Rusignuolo, 2000; Johnson *et al.*, 2003). En nuestro estudio, la complejidad estructural se utilizó para comparar el nivel de rugosidad entre los diferentes tipos de sustrato. Este análisis reveló que los valores más altos se encontraban en el sustrato artificial de tipo escollera, siendo inferiores en el caso del sustrato artificial de tipo dique vertical y del sustrato natural. Rivera-Ingraham *et al.* (2011) detectaron también que el sustrato artificial de tipo escollera presentaba una mayor rugosidad respecto al sustrato rocoso natural y el sustrato artificial de tipo dique vertical en el área de Ceuta. En este estudio los valores del índice fueron de hasta 1,3 en el caso de las escolleras, mientras que en el presente estudio el valor más alto registrado sobre este tipo de sustrato fue 1,019. Esto se debe a que la metodología empleada por los autores antes mencionados fue la descrita por Wright (1983) mientras que en el actual estudio la rugosidad se midió mediante el cálculo de la dimensión fractal (D) (Mandelbrot, 1967). En otro estudio realizado por Espinosa *et al.* (2011), para el cual sí se empleó la misma metodología utilizada en nuestro estudio, los valores registrados de rugosidad sobre el sustrato artificial de tipo escollera fueron muy similares ($1,0117 \pm 0,0056$).

Los valores de rugosidad registrados en la estación de Gibraltar fueron inesperados, presentando el valor de rugosidad más alto de todas las estaciones estudiadas. Este dato resulta contradictorio con los valores registrados en las otras dos estaciones que pertenecen al mismo tipo de sustrato (dique vertical) ya que estas presentan los valores más bajos de todo el estudio. Esta singularidad se debe a que el material de construcción de la pared del puerto de Gibraltar es diferente al empleado para la construcción de los diques del puerto de Algeciras y el pantalán de Cepsa. En los dos últimos se trata de hormigón, el cual suele ser el material de construcción más

común en este tipo de estructuras. Sin embargo, el dique de Gibraltar está constituido por bloques de piedra arenisca, este material es poroso y esa característica explica los valores de rugosidad tan altos registrados en la pared. A su vez, este tipo de material sufre la erosión de su superficie por el efecto continuado del oleaje, por tanto, la rugosidad del sustrato puede aumentar con el paso del tiempo. Airoidi *et al.* (2005) introdujeron de forma intercalada bloques constituidos por roca arenisca en la construcción de un dique artificial. El objetivo de este innovador diseño era que la acción del mar erosionara dichos bloques de tal forma que acabaran constituyendose pozas intermareales a lo largo de la estructura. La complejidad del hábitat (irregularidades del sustrato tales como pequeñas cavidades, grietas u otras proyecciones), tiene una importante influencia sobre la abundancia y diversidad de invertebrados bentónicos (Dudley y D'Antonio, 1991; Douglas y Lake, 1994; Downes *et al.*, 1995; Taniguchi y Tokeshi, 2004). Por tanto, el uso de este tipo de materiales más rugosos para la construcción de diques verticales podría resultar beneficioso a la hora de potenciar la diversidad en este tipo de hábitats. En general, los diques verticales presentan poca variación en su estructura física, y su heterogeneidad y complejidad superficial es menor que la que presentan los hábitats rocosos naturales (Chapman, 2003). Aunque este tipo de sustratos artificiales pueden potencialmente servir como sustituyentes de los hábitats intermareales naturales, se sabe que estos diques albergan comunidades de organismos diferentes a las presentes en los sustratos rocosos naturales y algunas especies no están presentes en este tipo de hábitats artificiales (Chapman, 2003; Chapman y Bulleri, 2003; Bulleri y Chapman, 2004; Bulleri *et al.*, 2005). Sin embargo, en algunos casos, como el dique del puerto de Gibraltar, estas estructuras pueden presentar pequeñas grietas superficiales o hendiduras entre los bloques de arenisca, los cuales pueden ser colonizados por algunos cirrípedos y ocupados por cangrejos y moluscos móviles tales como lapas, gasterópodos y chitones (Bulleri, 2005a).

El análisis de los datos de densidad y talla registrados en las distintas estaciones estudiadas, desveló una correlación de estas variables, positiva y negativa respectivamente, con el grado de rugosidad del sustrato. De tal forma que cuanto mayor es la heterogeneidad y complejidad de la superficie de asentamiento mayor es la densidad de las subpoblaciones y menor talla presentan. Junto con procesos ecológicos y evolutivos, eventos históricos y circunstancias geográficas, la complejidad del

hábitat, a diferentes escalas, juega un papel importante en la estructura de la comunidad (Schluter y Ricklefs, 1993; Rahbek y Graves, 2001). En los sustratos rocosos naturales, la heterogeneidad espacial puede influir sobre la intensidad de los procesos biológicos y sus interacciones, los cuales determinan la diversidad, abundancia y biomasa de los organismos (Archambault y Bourget, 1996). Se ha observado que la diversidad aumenta con la complejidad del hábitat (Simpson, 1964, MacArthur, 1965; Pielou, 1975). La heterogeneidad del sustrato puede aumentar el número de microhábitats y ofrecer una variedad de condiciones ambientales para el asentamiento larvario (Menge *et al.*, 1983; Gilinski, 1984). La estructura física del hábitat puede alterar la susceptibilidad de los animales intermareales al estrés por desecación, exposición al oleaje y la depredación por la creación de posibles "nichos" (Sebens, 1991). Muchas especies móviles reducen el estrés térmico escondiéndose en grietas de las rocas, las cuales les proporcionan sombra y refugio (Garrity, 1984; Williams y Morritt, 1995). De manera indirecta, la complejidad del hábitat también puede influir sobre la diversidad, por ejemplo, estabilizando las interacciones depredador-presa mediante la creación de refugios, los cuales pueden servir de protección frente a los depredadores (Menge y Sutherland, 1976; Russ, 1980; Menge *et al.*, 1983; Gilinski, 1984; Holt, 1984; McNair, 1987). Muchos autores que han estudiado los efectos de la complejidad del sustrato han observado que los organismos son más numerosos en los hábitats complejos que en los no complejos (Woodin, 1978; Menge *et al.*, 1983). El aumento en el número de especies puede estar causado por la diversidad de microhábitats, actuando indirectamente a través de las respuestas de comportamiento, la competencia y las relaciones tróficas dentro de una comunidad (Kostylev *et al.*, 2005). La comprensión general de los procesos ecológicos en los sistemas intermareales rocosos parece apoyar el modelo de dinámica fractal de las especies y la diversidad de hábitats propuestos por Li (2000).

Aunque no se ha encontrado una correlación entre la talla y la densidad, nuestros datos muestran que la talla de *Cymbula nigra* tiende a disminuir cuanto mayor es la densidad. Este aumento de la densidad coincide con un aumento de la rugosidad del sustrato. Las superficies con una dimensión fractal elevada crean un reparto desigual del espacio disponible para los animales de diferentes tamaños. Mientras que en una superficie plana, la cantidad de espacio disponible es igual para los animales, independientemente del tamaño; el aumento de la dimensión fractal de una superficie conduce a mayores diferencias en la disponibilidad de espacio, con un sesgo

desproporcionado hacia los animales pequeños (Morse et al., 1985). Por otra parte, las superficies complejas crean una variedad de nichos que pueden servir como refugio sólo para aquellos animales de tamaño correspondiente. En un entorno heterogéneo, se cree que el número de los hábitats, y por lo tanto el número de especies, será inversamente proporcional a la longitud corporal de los animales (Hutchinson y MacArthur, 1959). Por lo tanto, por unidad de área, el número de microhábitats para un animal pequeño es mucho mayor que para un animal más grande, lo que conducirá a un aumento en número de especies y abundancia con una disminución en el tamaño de los animales. Se ha demostrado que la complejidad del hábitat puede alterar la densidad de especies en ecosistemas terrestres (Morse *et al.*, 1985, Williamson y Lawton, 1991), de agua dulce (Schmid, 2000) y marinos (Gee y Warwick, 1994a, Gee y Warwick, 1994b; Kostilev *et al.*, 1997). Las densidades de muchos gasterópodos de costas rocosas se ven afectadas positivamente por el aumento de la complejidad del hábitat. El aumento de la fragmentación de la superficie de la roca a escalas espaciales más pequeñas puede, por lo tanto, proporcionar más refugios para animales pequeños (Kostilev *et al.*, 2005).

En muchas comunidades ecológicas, la abundancia de animales aumenta junto con una disminución en su tamaño a una velocidad que puede ser explicada por la bioenergética de las poblaciones, la estructura de la comunidad, la competencia, la selección diferencial u otros factores ecológicos, como las tasas de mortalidad o la estructura de edad de las poblaciones de especies. El estudio de las relaciones entre el tamaño corporal y la abundancia de los animales ha sido objeto de considerable atención, tanto en la ecología terrestre como en la marina (Damuth, 1981; Peters, 1983; LaBarbera, 1989; Marquet *et al.*, 1990). La estructura del entorno físico es una propiedad importante de los ecosistemas. La relación entre la densidad y el tamaño pueden explicarse por la naturaleza fractal de los hábitats (Morse *et al.*, 1985, Williamson y Lawton, 1991, Gee y Warwick, 1994a, Gee y Warwick, 1994b, Kostilev *et al.*, 1997; Schmid, 2000). El rango de tamaño de los herbívoros sobre una costa rocosa puede ser explicada por una compleja interacción entre los procesos bioenergéticos y la estructura física del hábitat (Geller, 1991). La cantidad de espacio y microhábitats disponible para los organismos bentónicos es proporcional a la complejidad de la superficie, lo que puede causar un aumento en el número de especies y animales más pequeños. La dimensión fractal proporciona una descripción cuantitativa de una característica física del hábitat, por tanto, se considera una plantilla

que afecta a las estrategias de vida de las especies que lo habitan. (Southwood, 1977; Southwood, 1988).

Este patrón en la relación rugosidad-densidad no se cumplió en la estación del puerto de Gibraltar. La densidad de la subpoblación fue muy baja a pesar de que la superficie del sustrato presentó uno de los valores más altos de rugosidad. Una elevada heterogeneidad y alto reclutamiento no siempre están relacionados, debido especialmente a la importancia del tipo de sustrato sobre el que se produce el asentamiento. Las diferencias específicas del hábitat durante el asentamiento primario podrían deberse bien a procesos activos o pasivos (Woodin, 1986). La complejidad de la arquitectura de las rocas puede proporcionar tanto refugios como suponer una barreras para la dispersión de las especies móviles. Por ejemplo, la lapa *Cellana grata* (Gould, 1859) se mueve con más dificultad sobre superficies más complejas (Erlandsson *et al.*, 1999). Las tasas de inmigración y emigración en *Austrolittorina unifasciata* (Gray, 1826) son mayores en sustratos más simples, en comparación con superficies complejas (Underwood y Chapman, 1989).

La naturaleza del sustrato tiene un papel relevante en el reclutamiento de lapas (Espinosa *et al.*, 2011). Cantos *et al.* (1994), encontraron diferencias en relación a la preferencia del sustrato entre *Patella caerulea* y *Patella ulyssiponensis* Gmelin, 1791, indicando que las larvas de ambas especies parecían seleccionar de manera preferente sustratos compuestos de rocas sedimentarias sobre las rocas ígneas. Como se ha comentado anteriormente, en el caso de la estación del puerto de Gibraltar, el dique estaba constituido por roca sedimentaria y difería en la naturaleza del material de construcción de los diques del puerto de Algeciras y el pantalán de Cepsa, los cuales están contruidos con hormigón. Por otro lado, las diferencias en el grado de inclinación de la pendiente del sustrato entre las estaciones pertenecientes a los sustratos rocosos naturales y escollera respecto al sustrato artificial vertical pueden resultar determinantes para los cambios en la densidad, ya que en el sustrato artificial vertical la superficie disponible para el asentamiento de los individuos que pueden tolerar el periodo de emersión en esa franja intermareal es inferior. Se ha demostrado que la pendiente y la orientación tienen una fuerte influencia sobre las comunidades intermareales y submareales (Whorff *et al.*, 1995; Benedetti-Cecchi *et al.*, 2000). Los diques verticales proporcionan un área mucho más pequeña para el hábitat intermareal (Chapman y

Bulleri, 2003). El efecto de la complejidad del sustrato por si misma sobre la riqueza y abundancia de especies se confunde en muchos estudios, incluidos trabajos realizados en costas rocosas. Esto se debe a que la superficie del sustrato es mayor a medida que aumenta la complejidad del sustrato (Johnson *et al.*, 2003). Las especies móviles, como lapas, caracoles y quitones, ramonean tanto sobre la superficie rocosa como sobre las conchas de mejillones y percebes. El área de sustrato aumenta debido a los factores físicos y bióticos, por lo tanto, es probable que pueda soportar una mayor biomasa de algas epibentónicas y, posteriormente, será capaz de soportar mayor biomasa de herbívoros. Por ejemplo, las superficie de las conchas de *Mytilus edulis* pueden servir como sustrato para las bacterias, microalgas y animales pequeños, y la abundancia de la fauna coexistente aumenta con la disponibilidad de espacio dentro de los parches (Tsuchiya y Nishihira, 1985). En el caso de los caracoles depredadores (por ejemplo, *Nucella emarginata* (Deshayes, 1839)) de mejillones y percebes, los parches proporcionan la doble ventaja de una reducción considerable del riesgo de mortalidad y un aumento de la abundancia de presas (Gosselin y Chia, 1995).

Respecto al porcentaje de reclutas detectado en cada uno de los tipos de sustrato, la mayor densidad se encontró en el sustrato artificial tipo escollera y en la estación del puerto de Gibraltar. Estas cuatro estaciones presentaron los mayores niveles de rugosidad. Por tanto, los datos indican que las superficies con una dimensión fractal elevada favorecen el asentamiento de las larvas de *Cymbula nigra*. Existen varios estudios que demuestran que componentes del sustrato tales como grietas, orificios y otras estructuras, pueden proveer de protección física a los reclutas frente a posibles amenazas (Underwood, 2004). La presencia de micro-estructuras superficiales pueden facilitar el proceso de asentamiento y resultar esenciales para el refugio y la supervivencia de larvas (Bulleri, 2005b). Entre otros, Freeter y Manly (1977), citaron importantes tasas de supervivencia de los individuos recién asentados de *Melarhaphe neritoides* en grietas, las cuales les proveían de protección frente al oleaje (que podría llegar a desprenderlos). Beck (2000) indicó, en base a manipulaciones experimentales, que la heterogeneidad del hábitat puede tener importantes efectos sobre algunas especies de gasterópodos. Espinosa et al., (2011) en un experimento sobre la naturaleza del sustrato encontraron que la mayor parte de los reclutas asentados en las placas rugosas, se registraron en el interior de los orificios. Por tanto, las densidades de juveniles de gasterópodos intermareales están afectadas por la respuesta a diferencias

locales de topografía, lo que ya indicó Underwood (2004). En este mismo sentido, *Patelloida latistrigata* (Angas, 1865) y *Cellana tramoserica* (Holten, 1802) presentan mayores densidades sobre placas con hendiduras y grandes concavidades que en aquellas zonas lisas o con pequeñas estructuras (Underwood, 2004). Butman et al. (1988) mostraron que para ambientes sin corrientes, las larvas de *Mercenaria mercenaria* (Linnaeus, 1798) podían seleccionar activamente dos tipos de sedimentos, no pudiendo hacer lo mismo incluso con bajas velocidades de flujo. Webb et al., (1987) aumentaron la duración del experimento de <1h (Butman et al., 1988) a >12h, y demostró que *M. mercenaria* podía seleccionar un sedimento en condiciones de flujo con el debido tiempo. Esta habilidad ha sido también observada en otras especies de bivalvos de sustrato duro, siendo capaces de seleccionar el hábitat en el momento del asentamiento (Woodin, 1986 y Butman, 1987). Estos resultados, junto con los obtenidos por Wilson (1990), ofrecen una explicación plausible para la selección del hábitat por las larvas de lapas. Además, Perkol-Finkel y Benayahu (2007) señalaron la importancia de varios factores abióticos que podrían influir en el asentamiento y reclutamiento de organismos bentónicos: orientación del sustrato, textura, régimen de corrientes, carga de sedimento, atenuación lumínica con la profundidad así como la calidad del agua y niveles de nutrientes. Respecto a la influencia del tipo de sustrato sobre el reclutamiento, Cantos *et al.* (1994), encontraron diferencias en relación a la preferencia de sustrato entre *Patella caerulea* y *Patella ulyssiponensis*, indicando que las larvas de ambas especies parecían seleccionar de manera preferente sustratos compuestos de rocas sedimentarias sobre las rocas ígneas. Sin embargo, en nuestro estudio a pesar de que el sustrato de la estación del puerto de Gibraltar estaba constituido por roca sedimentaria y las escolleras de las estaciones de Acerinox, La Línea y Saladillo por rocas ígneas, los porcentajes de reclutamiento fueron similares. Por tanto, nuestros datos muestran que para *Cymbula nigra* el factor rugosidad resulta más determinante que el tipo de roca en los procesos de asentamiento larvarios de la especie, al menos cuando comparamos estos dos tipos de sustrato. En el caso de la especie *Patella ferruginea* se ha podido observar que los sustratos de alta heterogeneidad presentan un número significativamente mayor de reclutas que los sustratos de media y baja complejidad (Rivera-Ingraham et al., 2011).

El análisis por histogramas de las clases de talla realizado con los datos de cada una de las estaciones estudiadas, mostró que sólo la estación de Cepsa presentaba una

distribución de tallas no asimétrica, es decir, la subpoblación está compuesta por individuos de todas las clases de talla. El hecho de contener representantes de clases de tallas grandes (individuos de más de 9cm) suele indicar que la subpoblación presenta un buen estado de conservación. Debe tenerse en cuenta que para el caso de especies hermafroditas proterándricas, como sucede con la especie *Cymbula nigra* (Frenkiel, 1975), los individuos de mayor tamaño son por lo general hembras, las cuales contribuyen en mayor medida al evento reproductor que las hembras de menor tamaño (Rivera-Ingraham, 2010). Las estructuras de tallas de la población (en el sentido de la distribución del tamaño del cuerpo dentro de una población en particular), las cuales se ven afectadas por cambios en el medio ambiente, las interacciones ecológicas, y en muchos casos, la explotación humana, son un indicador importante del estado de conservación de la población y se puede utilizar comparativamente en todos los lugares y en el tiempo para identificar las fuerzas que controlan la dinámica poblacional. En la estación de Cepsa, el acceso a las instalaciones se encuentra restringido al personal laboral autorizado por la compañía. El pantalán de Cepsa sirve de atraque a buques cargados con crudo que se disponen a proceder al trasvase de su carga hacia los tanques de refinería. Por tanto, las subpoblaciones de *Cymbula nigra* que habitan en esta zona no se ven sometidas a presión por la actividad marisquera. Esta protección indirecta de la subpoblación frente a las actividades extractivas puede ser la causa de que presente una buena distribución de las clases de tallas en comparación con el resto de subpoblaciones estudiadas. La estructura de talla también se ha utilizado para rastrear las pérdidas de grandes individuos, que son a menudo el objetivo de la explotación por los seres humanos (Haedrich y Barnes, 1997; Rochet y Trenkel, 2003). En este sentido, la explotación humana también puede disminuir el rendimiento reproductor de poblaciones de invertebrados intermareales en los cuales se produce un aumento en la fecundidad individual con el tamaño del cuerpo (Seapy, 1966; Creese, 1980; Levitan, 1991). Esto sucede con las lapas de gran tamaño, las cuales se recogen como alimento o como cebo de pesca debido a su pie muscular grande (Lindberg *et al.*, 1998), como se ha señalado en *Patella ferruginea* (ver Espinosa *et al.*, 2006).

El análisis del sexado y el cálculo del índice gonadosomático reveló que la proporción de hembras respecto a los machos fue mayor cuanto mayor era el rango de talla analizado y se registró una correlación positiva entre los valores de talla y los valores del IGS. Rivera-Ingraham (2010) encontró que para las tallas menores

predominan claramente los individuos machos y a medida que aumenta la talla se observa que la proporción de machos disminuye hasta desaparecer en individuos de más de 10cm. Por tanto, las hembras quedan sesgadas a las tallas mayores y su aportación a los eventos de reproducción es mayor, ya que los valores del IGS resultan mayores en las hembras que en los machos. Rivera-Ingraham (2010) no halló diferencias significativas para los valores del IGS entre machos y hembras, sin embargo encontró que el tamaño de las gónadas aumenta exponencialmente con el tamaño y, por tanto, son los individuos con tallas mayores los que presentan potencialmente mayor fecundidad. Resultados similares han podido registrarse en otras especies de lapas como *Patella ferruginea* (Espinosa *et al.*, 2006; Templado *et al.*, 2006). Asimismo, podemos encontrar otras especies donde las hembras invierten más en la reproducción que los machos como en *Lottia gigantea* Gray in G. B. Sowerby I, 1834 (Kido y Murria, 2003). En consecuencia, las poblaciones que presentan una mejor distribución de tallas son más efectivas desde el punto de vista reproductivo.

El gran tamaño alcanzado por esta especie (hasta un máximo de 13,3 cm), hace que los individuos mayores sean muy conspicuos, lo cual aumenta la probabilidad de ser recolectados por el ser humano. Esto se ha evidenciado en otras especies similares como *Patella ferruginea* (Guerra García *et al.*, 2004b; Espinosa *et al.*, 2009) o *Lottia gigantea* (Kido y Murria, 2003). Esta información resulta muy relevante a la hora de definir los futuros programas de conservación de la especie, indicando que a la hora de proteger una población es importante y prioritario la conservación de los individuos mayores ya que resultan vitales para el éxito reproductivo de la especie como sucede con *Patella ferruginea* (Espinosa *et al.*, 2009).

Respecto al análisis comparativo entre los tres tipos de sustratos, se encontró que las estaciones con mayor grado de rugosidad presentaban las tallas medias más bajas para machos y hembras. Esta circunstancia unida al hecho de que los individuos asentados sobre el sustrato artificial de escollera mostraron los valores más bajos para el IGS, revelan que los sustratos rugosos a pesar de presentar las mayores densidades contribuyen de manera menos efectiva a los eventos reproductivos de la especie. Las subpoblaciones localizadas sobre sustratos de alta heterogeneidad presentaban tallas medias inferiores a las mostradas por aquellas localizadas sobre superficies de baja heterogeneidad. *Cymbula nigra* es una especie que presenta un comportamiento de

“homing” o de “regreso a casa” (Rivera-Ingraham, 2010) (ver Gray y Hodgson, 1998 para definiciones), como tantas otras especies de lapas (Cook *et al.*, 1969; Cook, 1969, 1971; Frenkiel, 1975; Chelazzi y Santina, 1998), y el desarrollo sobre sustratos de alta heterogeneidad reduciría la probabilidad de poder crecer y alcanzar grandes tallas. Los efectos directos e indirectos de la pérdida de grandes ejemplares de lapas adultas pueden conducir a una pérdida de la capacidad de reproducción de las poblaciones (Espinosa *et al.*, 2009). El molusco pulmonado *Siphonaria denticulada*, cuando se localiza sobre los diques artificiales presenta tamaños más pequeños y las puestas de huevos son inferiores a las encontradas en las costas rocosas cercanas (Moreira *et al.*, 2006).

En la actualidad se disponen de muy pocos trabajos que aborden temas relacionados con la biología y ecología de *Cymbula nigra* por lo que resulta importante la obtención de información que nos permita proponer adecuadas medidas de gestión y conservación. Como ha sido comentado anteriormente, la especie se encuentra catalogada como “vulnerable” a nivel nacional, por lo que es importante disponer de información relacionada con la estructura de las poblaciones, la cual permite conocer el potencial reproductivo y el estado de conservación de la misma (Rivera-Ingraham, 2010). Si no se pueden mantener las poblaciones de especies ramoneadoras en los nuevos hábitats artificiales, se pueden producir posibles consecuencias negativas para la estructura de las comunidades intermareales. Aunque se sabe poco acerca de los procesos ecológicos que rigen en las estructuras artificiales intermareales (Bulleri *et al.*, 2000), se ha demostrado que las poblaciones de lapas asentadas sobre diques difieren de las presentes en las costas rocosas naturales (Bulleri *et al.*, 2004 y Moreira *et al.*, 2006). Estas diferencias en el comportamiento y la sostenibilidad de las poblaciones de especies ramoneadoras que se ubican sobre los diques pueden alterar el resultado de las interacciones biológicas (Duggins y Dethier, 1985 y Littler *et al.*, 1995) y por lo tanto afectar a la distribución y la cantidad de espacio ocupado por las algas y otros organismos sésiles. Estas alteraciones pueden suponer, por ejemplo, facilitar la propagación de especies invasoras (Glasby y Connell, 1999 y Lambert y Lambert, 2003) con la consiguiente pérdida de la biodiversidad (Wilcove *et al.*, 1998). Esto puede resultar un problema relevante para la gestión de la biodiversidad en diques artificiales. Por ejemplo, Chapman *et al.* (2005) han demostrado que en el puerto de Sydney, los cinturones formados por el mejillón invasor, *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819,

presentan una menor diversidad de especies que las que se dan en los cinturones naturales de algas coralinas.

Dado que las estructuras artificiales en las zonas costeras se harán más comunes en los próximos años, es necesario mejorar su valor como nuevos hábitats (Davis *et al.*, 2002 y Chapman, 2003). Por ejemplo, Chapman (2003) sugiere que la incorporación de pequeñas pozas en los diques puede proporcionar un hábitat favorable para el asentamiento de erizos de mar y liebres de mar. Los nuevos estudios deben ir dirigidos a conseguir que estos nuevos hábitats sean más heterogéneos, lo cual podría ayudar a reducir la pérdida de biodiversidad contribuyendo a la creación y el mantenimiento de poblaciones y comunidades de organismos intermareales similares a las que habitan en los hábitats naturales.



DISCUSIÓN GENERAL



DISCUSIÓN GENERAL

Las costas rocosas y, por ende, las comunidades que se asientan en ellas pueden quedar afectadas por una amplia variedad de actividades antropogénicas que van desde la simple recolección de subsistencia hasta vertidos industriales costeros o derrames ocasionales de crudo y sus derivados. En particular, las costas rocosas artificiales se encuentran en zonas densamente pobladas y con frecuencia industrializadas. Por tanto, muchas costas rocosas están sometidas a una amplia variedad de factores de estrés causados por las actividades humanas. Estos factores antropogénicos se superponen al estrés causado por los factores ambientales naturales tales como los periodos de emersión debido al efecto de las mareas y la acción del oleaje (ver Raffaelli y Hawkins, 1996).

Los impactos a menudo son investigados sobre una población o a nivel de comunidad. Las poblaciones y comunidades pueden mostrar una considerable variabilidad en el espacio y en el tiempo bajo la influencia de numerosos factores físicos y biológicos (por ejemplo, Hartnoll y Hawkins, 1985; Underwood, 1985; Foster *et al.*, 1988). En las costas rocosas se dan fluctuaciones naturales muy agudas que pueden ser causadas por múltiples factores que pueden variar desde temperaturas extremas (Crisp, 1964) hasta cambios en la tasa de reclutamiento (por ejemplo Bowman y Lewis, 1977; Caffey, 1985; Gaines *et al.*, 1985; Underwood y Fairweather, 1989). Debido a esta amplia variabilidad, a menudo resulta extremadamente difícil detectar de forma fiable los efectos adicionales de las actividades humanas.

Los estudios realizados en esta tesis se centraron en diferentes factores de perturbación antropogénicos a escala local con la finalidad de conocer mejor los efectos que pueden generar sobre la estructura y la diversidad de las comunidades. Como hemos comentado anteriormente, resulta complejo separar los efectos de los factores de estrés naturales de los efectos de las perturbaciones ocasionadas por las actividades humanas en la línea de costa. Sin embargo, identificar algunos de estos factores, sus efectos principales sobre las comunidades y estimar si existe una correlación significativa entre estos factores y los cambios en las comunidades puede resultar un paso indispensable para mejorar nuestra comprensión de los mecanismos ecológicos y establecer una correcta gestión de este tipo de hábitats.

De todos los factores considerados, dos fueron los que produjeron una mayor perturbación sobre las comunidades estudiadas; por un lado, los efectos derivados del incremento de temperatura del agua y, por otro, la atenuación de la incidencia de la radiación solar. Respecto al primer factor, los datos recabados indicaron que la temperatura del agua aumentó en la zona afectada por el emisario de una central eléctrica en la bahía de Algeciras. Los efluentes térmicos son un factor de estrés frecuente en el medio marino desde hace varios años, los cuales vierten el agua utilizada en la refrigeración de las centrales eléctricas y grandes instalaciones industriales. Sin embargo, son escasos los estudios que están dirigidos a evaluar la influencia de la contaminación térmica sobre los sustratos rocosos (Langford, 1990). En el presente estudio el aumento de la temperatura provocó una pérdida significativa de la diversidad de las comunidades rocosas intermareales. En particular la especie *Ellisolandia elongata*, alga dominante del cinturón mediolitoral en la zona de la Bahía, no se detectó en la zona afectada. Algunos estudios han demostrado que las algas pueden verse afectadas por la contaminación térmica. Por ejemplo, Vadas *et al.* (1978) demostraron que *Fucus vesiculosus* Linnaeus, 1753 disminuyó rápidamente su abundancia y que *Ascophyllum nodosum* (Linnaeus) Le Jolis, 1863 también quedó afectada perjudicialmente por las extremas temperaturas y rápidas fluctuaciones causadas por un emisario térmico en Maine (EE. UU.).

La reducción del número de especies en la zona afectada trajo como consecuencia que la comunidad quedara dominada por dos especies, el alga *Titanoderma pustulatum* y el molusco *Siphonaria pectinata*. A pesar de que el alga *T. pustulatum* no está considerada como una especie invasora, su evolución en la zona afectada podría ser considerada como tal, ya que la especie está descrita como un alga epífita y representa una porcentaje muy pequeño de la cobertura total de la comunidad. Sin embargo, en la zona afectada fue el alga dominante en la franja mediolitoral inferior en todos los muestreos realizados y su cobertura llegó a ser del 100% durante la estación estival. Mendoza-González y Mateo-Cid (1996) citan esta especie en las costas de Baja California como epífita de *Corallina frondescens* Postels & Ruprecht, 1840.

En algunos estudios se han registrado especies invasoras colonizando sustratos duros en las zonas afectadas por emisarios térmicos. Por ejemplo, en un muelle en Swansea (Reino Unido) afectado por un emisario, las comunidades de los cirrípedos

introducidos *Amphibalanus amphitrite* (Darwin, 1854) y *Elminius modestus* *Austrominius modestus* (Darwin, 1854) mostraron una mayor cobertura (Langford, 1990). Sin embargo, la especie autóctona, *Balanus crenatus* Bruguière, 1789, no se encontraba presente en la zona afectada por el agua caliente ($> 20^{\circ}\text{C}$). Uno de los pocos estudios que ha analizado los efectos de la contaminación térmica sobre sustratos rocosos a nivel de comunidad se hizo en la central nuclear de Wylfa (Reino Unido) por Bamber (1991), quien encontró una disminución de la diversidad de las comunidades junto con un aumento de los discos de fijación de las laminarias en las proximidades del vertido del emisario.

Vadas (1979) señala que existen muchos problemas que pueden confundir la interpretación de los resultados en estos estudios. A menudo los emisarios térmicos producen o inducen efectos indirectos, los más comunes son emisión de biocidas usados como anti-fouling, aumento de la turbidez y sedimentación en el área de descarga, lo que puede producir toxicidad por compuestos clorados, reducir la disponibilidad de radiación fotosintéticamente activa y afectar negativamente a los animales filtradores. Por lo tanto, separar los efectos del incremento de la temperatura del agua de otros factores asociados con el emisario resulta problemático. Los efectos de la emisión térmica sobre las comunidades de sustrato duro requieren una mayor investigación. Por ejemplo, se desconoce si los efluentes térmicos pueden tener un impacto permanente sobre las comunidades de sustratos rocosos una vez estos dejan de actuar.

Respecto al factor de perturbación producido por la sombra proyectada por los pantalanés sobre las comunidades, el efecto más significativo fue la sustitución de especies. Las especies de macrófitos, dominantes en las zonas bien iluminadas, fueron reemplazadas por especies de invertebrados sésiles y algas esciáfilas. Muchas estructuras artificiales construidas para facilitar la navegación en ambientes costeros tienen un gran potencial para aumentar el sombreado de los hábitats marinos adyacentes (Glasby, 1999a). La sombra causada por las estructuras artificiales puede afectar la funcionalidad de los productores primarios (Burdick y Short, 1999). Las comunidades de macrófitos son dominantes en la producción primaria de muchos ambientes costeros (Alongi, 1998), a la vez que pueden actuar como indicador de la calidad del medio ambiente (Levine, 1984). La presencia de un pantalán puede tener consecuencias indirectas sobre las comunidades de macroalgas: por ejemplo, una disminución drástica

de la biomasa y la riqueza debido a la consiguiente disminución de la intensidad de la luz. Esta se considera como el principal factor que limita la supervivencia y la distribución de especies de macroalgas (Dennison et al., 1993) y la variable más importante que afecta a su estructura superficial (Burdick y Short, 1999).

En el estudio se registró una pérdida de diversidad en las comunidades de la zona sombreada de la escollera, sobre todo en las comunidades intermareales. En la comunidad mediolitoral superior se detectó la mayor pérdida de diversidad. Las especies adaptadas a condiciones de poca luz son principalmente algas calcáreas. Pocas algas son capaces de sobrevivir en condiciones de sombra, sin embargo la mayoría de las algas pueden crecer en condiciones de alta radiación. Por tanto, hay un número menor de especies adaptadas a poca luz y esto podría conllevar a una menor diversidad de algas (Bancroft Hughes, 2007). Kim y DeWreede (1996) encontraron que las perturbaciones intermedias que actúan sobre algas perennes intermareales conlleva un aumento en la diversidad de especies, mientras que una perturbación fuerte conduce a una disminución en la diversidad de algas. En nuestro estudio, la mayor diversidad se dio en las comunidades asentadas en las columnas del pantalán que se encontraban sometidas a condiciones de luz y sombra en función del momento del día. En las columnas sometidas a condiciones constantes de sombra se registró un decremento de la comunidad de algas, las cuales fueron sustituidas por especies de invertebrados sésiles. Varios experimentos sobre las comunidades sublitorales han demostrado que el sombreado produce un incremento en la abundancia de invertebrados sésiles y afecta negativamente a las comunidades de algas (Reed *et al.*, 2006), sobre columnas (Glasby 1999a), y placas artificiales (Irving y Connell 2002). La presencia de estas estructuras puede producir otros impactos indirectos que sólo pueden registrarse a una escala de tiempo grande, por ejemplo, el sombreado puede afectar al establecimiento y desarrollo de las comunidades a largo plazo (Glasby, 1999b; Saunders y Connell, 2001), ya que una alteración de las comunidades de productores primarios puede conducir a otras consecuencias en los niveles tróficos superiores. Además, el área afectada por los muelles puede ser mayor que la sombra delimitada debajo de la estructura.

Otro factor de perturbación estudiado fue la influencia del aumento de la turbidez sobre la comunidad rocosa intermareal como consecuencia de las actividades de dragado ocasionadas por una obra de ampliación portuaria. Las operaciones de

dragado en los puertos son perturbaciones inducidas por el hombre en el medio marino (Guerra-García *et al.*, 2003). Aunque los efectos de los dragados y la posterior deposición de los materiales sobre las comunidades bentónicas han sido relativamente bien documentados, la mayoría de los estudios se han centrado en la fauna de fondos blandos (López-Jamar y Mejoto, 1988; Kenny y Rees, 1996; Smith y Regla, 2001; Sánchez-Moyano *et al.*, 2004; Witt *et al.*, 2004; Robinson *et al.*, 2005; Dauvin *et al.*, 2006) y existe una falta de información de sus efectos sobre las comunidades rocosas intermareales.

Previamente al estudio de seguimiento de la obra de ampliación, se realizó un estudio espacial de la comunidad rocosa intermareal para evaluar su potencial como bioindicador de las condiciones ambientales de la Bahía. Estudios previos han mostrado que las condiciones predominantes en la zona externa de la Bahía son un alto hidrodinamismo y una baja tasa de sedimentación, mientras que la zona interna presenta un moderado o bajo hidrodinamismo, una alta tasa de sedimentación y valores elevados de materia orgánica (Carballo *et al.*, 1996; Naranjo *et al.*, 1996; Sánchez-Moyano *et al.*, 2000a, b). El estudio indicó claras diferencias en la composición de la comunidad entre las áreas externas e internas de la bahía de Algeciras y reveló una buena correlación entre la flora y fauna intermareal y la turbidez.

El estudio de seguimiento registró un incremento de la turbidez tras el inicio de las operaciones de dragado; pasando de valores máximos de 0,7 ntu en verano de 2003 a un valor medio detectado en la Bahía de 1,3 ntu. El análisis de las comunidades reveló que las estaciones del saco externo (FH) se caracterizan por altos valores de riqueza de especies y diversidad respecto al resto de estaciones (A-E) situadas en el saco interno. Los datos indican que las diferencias entre las comunidades son mayores a nivel espacial y predominan sobre los cambios temporales. Este patrón espacial se mantuvo durante todo el estudio. El componente espacial parece ser más importante que el temporal, lo que revela que las operaciones de dragado y de construcción no parecen tener una influencia significativa sobre la estructura de la comunidad y/o distribución espacial de los organismos. Esta tendencia también se ha observado en otros estudios de seguimiento de ampliaciones portuarias basado en comunidades macrobentónicas y suprabentónicas de fondos blandos (Dauvin *et al.*, 2006). Sin embargo, a pesar de que no se dieron variaciones significativas de las comunidades a través del tiempo (2004-

2007), el alga dominante en la zona de estudio, *Elisollandia elongata* (ver Guerra-García *et al.*, 2006) aumentó su abundancia tras el comienzo de las operaciones de dragado, ampliando su cobertura de menos del 10% a más del 20%. Díez *et al.* (1999) observó que *E. elongata* puede resultar beneficiada por un aumento de los niveles de contaminación. En nuestro estudio, el incremento de la cobertura de *E. elongata* puede deberse a un aumento en los niveles de nutrientes como consecuencia de la resuspensión de los sedimentos del fondo durante las operaciones de dragado. Los sedimentos de la bahía de Algeciras están altamente contaminados en algunas zonas cercanas al puerto (ver Estacio *et al.*, 1997). Por tanto, resulta plausible que las operaciones de dragado resuspendieran los nutrientes atrapados en el sedimento. De hecho, la Agencia de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía registró en un informe interno (datos no publicados) que los valores de nitratos, nitritos y clorofila en la columna de agua de la bahía de Algeciras triplicaron su concentración después del comienzo de las operaciones de dragado. Esta liberación de nutrientes de los sedimentos a la columna de agua tras las operaciones de dragado es una tendencia observada en otros estudios anteriores (Walker y O'Donnel, 1981; Oviatt *et al.*, 1981). El rebose de sedimentos en las cántaras de los dragados puede afectar a invertebrados filtradores y alterar la actividad fotosintética de las algas (Airoldi, 2003). Este tipo de perturbaciones también depende del hidrodinamismo y el tamaño de las partículas del sedimento (Abelson y Denny, 1997; Gorostiaga *et al.*, 1998).

El estudio demostró que los efectos del impacto de las operaciones de dragado y, por ende, el incremento de turbidez sobre las comunidades rocosas intermareales, no son lo suficientemente relevantes como para alterar considerablemente la composición y abundancia de las especies. Algunos taxones, como el alga *Ellisollandia elongata*, podrían resultar favorecidos por la perturbación, pero se necesitan más estudios a largo plazo con el fin de distinguir las variaciones naturales locales de los efectos derivados de las obras de ampliación portuarias.

Como se ha comentado anteriormente, la progresiva expansión de la población humana está incrementando el número de hábitats artificiales en zonas urbanizadas de la costa. Las costas rocosas son el hábitat litoral marino más extenso. Este hábitat natural se incrementa por la presencia de diversas estructuras artificiales tales como escolleras, embarcaderos, muelles, espigones, diques, puertos que esencialmente funcionan como

costas rocosas artificiales (Crowe *et al.*, 2000). La estructura del hábitat es crucial en la composición y estructura de muchas comunidades (e.g. Menge y Sutherland, 1976; Connell y Glaby, 1999). Es plausible, por lo tanto, esperar que la introducción de nuevos sustratos y hábitats pueden conducir a un aumento en la abundancia o la diversidad de determinadas especies en un área concreta. Sin embargo, otros cambios abióticos asociados con estos, pueden causar efectos indirectos desfavorables para algunos organismos.

Los efectos de la introducción de sustratos artificiales plantea varias hipótesis: (1) los nuevos sustratos favorecen un incremento de la diversidad o de la abundancia de las especies, (2) los hábitats artificiales producen cambios abióticos indirectos que influyen negativamente sobre las comunidades, (3) estas nuevas estructuras permiten el mantenimiento de las mismas comunidades asentadas sobre los sustratos rocosos naturales.

Las costas son modificadas por diversas estructuras artificiales (Chapman, 2003), como diques, puertos, muelles, pilares de muelles, pantalanés, piedras de canteras y cubos artificiales, los cuales son usados con diferentes fines (véase Walker, 1988; Thompson *et al.*, 2002; Bacchiocchi y Airolti, 2003; Airolti *et al.*, 2005; Moschella *et al.*, 2005). De todas estas estructuras, los diques portuarios son uno de los hábitats artificiales más comunes del litoral (Alder y Robert, 1999). Los puertos introducen dos tipos de sustratos: escolleras y muros verticales protegidos (lado interior del dique de abrigo). En el estudio se compararon la composición y estructura de las comunidades rocosas intermareales asentadas sobre escolleras, muros verticales protegidos con las comunidades de los roquedos naturales adyacentes.

Para establecer el grado de contaminación de los puertos estudiados se realizó un estudio físico-químico de los sedimentos portuarios. El análisis de los sedimentos portuarios indicó una mayor concentración de contaminantes (metales pesados, materia orgánica, nutrientes, compuestos organoestánicos, hidrocarburos totales) que los registrados en los sedimentos exteriores adyacentes a los puertos estudiados. Este patrón puede deberse a la baja tasa de renovación de las aguas interiores portuarias, ya que los puertos, por su constitución y diseño, funcionan como sumideros de compuestos químicos tóxicos procedentes de diversas fuentes de contaminación (Díez *et al.*, 2002).

Por otro lado, se registró una mayor concentración de contaminantes en los sedimentos de los puertos analizados en el Mediterráneo respecto a los puertos del litoral atlántico. Esta diferencia podría deberse en gran medida a la diferencia de amplitud de marea entre la costa atlántica y la costa mediterránea en el litoral andaluz. En el estudio no se detectó ninguna correlación entre el tamaño de los puertos y la granulometría del sedimento. Se puede considerar que los puertos estudiados presentan un nivel de contaminación moderado-bajo en relación con los estudios realizados por otros autores (Peerzada y Rohoza, 1989; Prudente *et al.*, 1994; Van den Hurt *et al.*, 1997; Schintu y Degetto, 1999; Owen y Sandhu, 2000; Guevara-Riba *et al.*, 2004; Guerra-García y García-Gómez, 2005; Tang *et al.*, 2008; Valdes y Sifeddine, 2009).

Respecto al estudio de los diferentes sustratos, los resultados indicaron que los muros verticales presentaron una menor diversidad respecto a los otros sustratos (escolleras y roquedos naturales). Estas diferencias pueden deberse a dos factores que pueden actuar de forma conjunta. Por un lado, las características físicas asociadas a cada sustrato (heterogeneidad, complejidad y pendiente del sustrato), y por otro lado, la disminución del hidrodinamismo en el lado interno del dique portuario. La exposición al oleaje y el hidrodinamismo son los principales factores determinantes de la estructura de las comunidades bentónicas intermareales en costas rocosas (Southward y Orton 1954; Menge 1976; Underwood 1981) y en sustratos artificiales (Davis *et al.*, 2002; Bulleri y Chapman, 2004). El hecho de que los muros verticales estén protegidos del oleaje directo en comparación con las escolleras y los roquedos naturales podrían explicar las diferencias entre las comunidades (Bulleri y Chapman, 2004). Por otro lado, la comunidad de las escolleras presentó una menor diversidad que los valores registrados en los roquedos naturales aunque estas diferencias fueron menores que las encontradas respecto a los muros verticales. Además, este patrón sólo fue persistente en los puertos de la zona atlántica. Bulleri y Chapman (2004) encontraron pequeñas diferencias en la composición de especies entre las escolleras y los roquedos naturales, demostrando que las escolleras sostienen un grupo de taxones principales similares a los que se encuentran en las costas rocosas.

Paralelamente, se comparó la densidad y talla del molusco pulmonado *Siphonaria pectinata* en los tres tipos de sustratos comentados anteriormente. Los resultados muestran que las densidades fueron mayores en las escolleras de todos los

puertos estudiados respecto a los otros sustratos. Por el contrario, y a excepción de los puertos de Rota y Benalmádena, las densidades más bajas se registraron en los muros verticales. Moreira *et al.*, (2006) encontró que *Siphonaria denticulata* presentaba tamaños pequeños cuando se asentaba sobre muros verticales no sometidos a condiciones de embolsamiento, mientras que en nuestro estudio las mayores tallas se registraron sobre los muros verticales de los puertos estudiados. Estos datos contradictorios pueden deberse a que en los muros verticales protegidos se registró una ausencia o menor densidad de otras especies competidoras, probablemente como consecuencia de la baja tasa de renovación de agua en la zona interior. Esta circunstancia puede ocasionar una mayor disponibilidad del recurso trófico y una menor competencia por el espacio. La competencia intra e interespecífica por los recursos tróficos influyen sobre el peso del cuerpo, supervivencia y tasa de crecimiento en las especies del género *Siphonaria* (Creese y Underwood, 1982; Ortega 1985; Lasiak y White, 1993).

Por otro lado, también se comparó la densidad, talla, *sex ratio* e índice gonadosomático del molusco *Cymbula nigra* sobre los tres tipos de sustrato (roquedos naturales, escolleras y muros verticales) a lo largo del arco de la bahía de Algeciras. A diferencia del estudio realizado en los puertos, los muros verticales seleccionados no estaban protegidos y se encontraban sometidos a la misma tasa de renovación de agua que el resto de sustratos. Para analizar las diferencias entre los distintos sustratos se cuantificó la heterogeneidad y complejidad del sustrato por medio de la rugosidad en cada una de las estaciones. La estructura del hábitat se compone de dos elementos principales (McCoy y Bell, 1991): La complejidad es la variación en la estructura del hábitat atribuible a la abundancia absoluta de componentes estructurales individuales (pozas, grietas, hendiduras, etc.) mientras que la heterogeneidad se refiere a la variación en la estructura del hábitat atribuible a la variación en la abundancia relativa de diferentes componentes estructurales (Beck, 1998, 2000). Existen muchas evidencias de que la complejidad y la heterogeneidad de microhábitats pueden jugar un papel importante en la determinación de la estructura de las comunidades bentónicas, ya que afecta a numerosos procesos ecológicos (Menge y Lubchenco 1981; Hawkins y Hartnoll 1983; McGuinness y Underwood, 1986; Underwood y Chapman 1989; Bourget *et al.* 1994) y sus efectos y medida son estrictamente dependientes de la escala (McCoy y Bell 1991; Levin 1992; Blanchard y Bourget 1999; Beck 2000; Bulleri y Chapman,

2004). Los resultados mostraron una correlación negativa entre la rugosidad y la talla y una correlación positiva respecto a la densidad. Las densidades de muchos gasterópodos de costas rocosas se ven afectadas positivamente por el aumento de la complejidad del hábitat. El aumento de la fragmentación de la superficie del sustrato puede proporcionar más refugios para animales pequeños (Kostylev et al., 2005). En el estudio la mayor rugosidad se registró en el sustrato tipo escollera, por tanto, fue sobre este sustrato donde se detectaron las mayores densidades y las menores tallas para *C. nigra*. Estos datos coinciden con los valores de densidad y talla registrados para la especie *Siphonaria pectinata* sobre las escolleras portuarias en el estudio anterior.

La estación denominada puerto de Gibraltar (localizada en el exterior del dique) correspondía al sustrato tipo muro vertical y presentó unos valores de rugosidad elevados, a diferencia de los registrados en el resto de muros verticales. Esta circunstancia se debió a que el material de construcción difería; los muros del puerto de Gibraltar están constituidos por roca sedimentaria mientras que el resto de los muros estudiados están contruidos con hormigón. Aunque la densidad detectada en esta estación fue baja, los reclutas registrados fueron numerosos. La complejidad y heterogeneidad de las rocas puede proporcionar refugios pero también puede suponer una barrera para la dispersión de especies móviles (Erlandsson *et al.*, 1999). Las irregularidades en el sustrato están relacionadas con altas tasas de reclutamiento (estas estructuras pueden mejorar el asentamiento y dar refugio a lapas juveniles) (Creese, 1982). Esto también es cierto para otras especies de lapas como *Patella ferruginea* (Rivera-Ingraham et al., 2011).

Estos datos están en concordancia con la hipótesis de que cuanto mayor es la rugosidad mayor es la densidad que pueden albergar los sustratos pero menor es la talla que pueden alcanzar los individuos. Esta circunstancia resulta determinante para una correcta gestión de conservación de las especies vulnerables. *Cymbula nigra* es una especie hermafrodita proterándrica y los estudios indican que el porcentaje de hembras es mayor cuanto mayor es la talla media alcanzada por la población y que, además, cuanto mayor talla presenta una hembra mayor es su contribución al evento reproductor (altos valores del índice gonadosomático). Si tenemos en cuenta que las lapas presentan un mecanismos de reproducción externa y necesitan conseguir altas concentraciones de gametos para aumentar la probabilidad de éxito de fertilización, es posible que los

sustratos de tipo escollera, a pesar de albergar altas densidades de la especie, resulten insuficientes para el mantenimiento de las poblaciones, ya que pueden necesitar aportes externos de gametos y/o reclutas de subpoblaciones cercanas para perpetuarse.

En contraposición con el medio terrestre, los hábitats artificiales marinos no han recibido mucha atención por parte de los investigadores y, por tanto, nuestro conocimiento de su valor ecológico es escaso (Bulleri, 2006). Sólo en los últimos años se ha empezado a reconocer las ventajas de incluir criterios ecológicos en el diseño y gestión de estas estructuras artificiales (Glasby, 1999a; Glasby y Connell, 1999; Davis *et al.*, 2002; Bacchiocchi y Airoidi, 2003; Chapman, 2003; Airoidi *et al.*, 2005). En el futuro, la construcción de este tipo de estructuras aumentará por diversos motivos (aumento demográfico, intereses económicos, cambio climático,...), por lo que resulta importante una correcta y eficiente gestión. Las nuevas instalaciones portuarias deben incorporar estos nuevos diseños con el objetivo de crear una nueva generación de puertos que destierre la idea de los puertos como zonas parcialmente cerradas caracterizadas por elevados niveles de contaminantes acumulados en sus aguas y sedimentos. Es posible establecer nuevos diseños alternativos para minimizar los posibles impactos derivados de la presencia en la costa de los puertos y otras estructuras artificiales. El desarrollo de nuevas estructuras que permitan una mejor circulación de agua en las zonas embolsadas junto con la búsqueda de materiales y diseños que se asemejen más a los sustratos naturales, servirá para mejorar las condiciones ambientales (Vaselli *et al.*, 2008). Predecir los efectos de las actividades antropogénicas sobre los organismos y hábitats resulta fundamental para asegurar una adecuada gestión y conservación de la biodiversidad. Por tanto, resulta necesario implementar programas de monitorización que detecten cambios sobre las estructuras artificiales de defensa u otras infraestructuras artificiales. Las investigaciones futuras deben intentar caracterizar en profundidad los tipos, calidades y distribución espacial (por ejemplo, localización relativa a hábitats naturales u otros hábitats artificiales) de las estructuras artificiales fragmentadas a lo largo de la costa, las cuales pueden afectar a la dispersión y distribución de especies a escala regional, y a los cambios en el funcionamiento de los sistemas ecológicos a todas las escalas. Comprender la ecología de los nuevos hábitats artificiales marinos y reducir las consecuencias del desarrollo urbano sobre la fauna y la flora no pueden conseguirse simplemente con un registro de los cambios de diversidad.

Es necesario promover sólidos programas experimentales que desarrollen nuevas diseños que permitan a los nuevos hábitats urbanos mantener la biodiversidad natural.

No es posible construir estructuras artificiales en la costa sin producir algunos impactos sobre los hábitats naturales e incluso mitigarlos puede resultar difícil. Sin embargo, sí es posible optimizar algunos de las inevitables consecuencias de estas estructuras para buscar objetivos de gestión secundarios (Airoldi *et al.*, 2005).



CONCLUSIONES GENERALES



CONCLUSIONES

- El estudio de las comunidades rocosas intermareales como bioindicador de las condiciones ambientales de la bahía de Algeciras mostró resultados muy similares al de estudios previos realizados en la Bahía basados en las comunidades infralitorales, diferenciando claramente entre una zona externa con alto hidrodinamismo y baja tasa de sedimentación y otra zona interna con alta tasa de sedimentación y valores elevados de materia orgánica. Los análisis demostraron que la turbidez fue el parámetro de los estudiados que mejor se correlacionó con la distribución de las comunidades.
- El seguimiento de la obra de ampliación portuaria mostró que el componente espacial parece ser más importante que el componente temporal, lo que revela que el incremento de la turbidez como consecuencia de las operaciones de dragado y de construcción no parece tener una influencia significativa sobre la diversidad y estructura de la comunidad rocosa intermareal.
- El emisario térmico estudiado tiene efectos sobre la biota marina en su zona de influencia, alterando la estructura natural de la comunidad rocosa intermareal y las interacciones ecológicas de las especies que la habitan
- El incremento de la temperatura, como consecuencia del vertido del emisario térmico estudiado, provocó una pérdida significativa de la diversidad de las comunidades rocosas intermareales. La reducción del número de especies en la zona afectada trajo como consecuencia que la comunidad quedara dominada por dos especies, el alga *Titanoderma pustulatum* y el molusco *Siphonaria pectinata*.
- *Titanoderma pustulatum* mostró una correlación positiva con el incremento de la temperatura. *T. pustulatum* presentó una cobertura del 100% en el mediolitoral inferior en el periodo registrado de máxima temperatura. Esta alga está descrita en la zona como un alga epífita, poco frecuente y con escasa cobertura respecto al total de la comunidad. Sin embargo, su evolución en la zona afectada podría

ser considerada similar al de una especie oportunista o invasora de carácter termófilo.

- La exclusión o reducción de algunos moluscos ramoneadores como *Cymbula nigra* o *Patella caerulea* en la zona afectada, favoreció el aumento de la densidad, talla y distribución vertical de *Siphonaria pectinata*. Sin embargo, *S. pectinata* disminuyó su cobertura cuando *T. pustulatum* alcanzó una cobertura del 100%.
- La sombra proyectada por los pantalanés sobre las comunidades infralitorales produce una sustitución de especies. Las especies de macrófitos, dominantes en las zonas bien iluminadas, fueron reemplazadas por especies de invertebrados sésiles y algas calcáreas.
- El efecto de sombreo causó una pérdida de diversidad de las comunidades rocosas intermareales, especialmente sobre las comunidades de la franja mediolitoral superior.
- Los sedimentos portuarios presentaron una mayor concentración de contaminantes que los sedimentos adyacentes a lo largo del litoral andaluz. La baja tasa de renovación de agua en el interior de los recintos portuarios puede ser el principal factor para explicar el patrón de contaminación registrado. A su vez, los puertos del Atlántico presentaron niveles de contaminación inferiores a los encontrados en los puertos del litoral mediterráneo. El régimen de mareas puede afectar a los procesos de dilución y dispersión de los contaminantes y puede ser el principal factor determinante para explicar las diferencias registradas entre ambas zonas. Los puertos estudiados contienen unos sedimentos con un nivel de contaminación moderado-bajo según otros autores y puertos estudiados.
- El estudio de los diferentes sustratos reveló que los muros verticales presentan una menor diversidad respecto a los otros sustratos estudiados (escolleras y roquedos naturales). Estas diferencias pueden deberse a dos factores que pueden actuar de forma conjunta. Por un lado, las características físicas asociadas a cada

sustrato (heterogenidad, complejidad y pendiente del sustrato), y por otro lado, la disminución del hidrodinamismo en el lado interno del dique portuario.

- Las comunidades intermareales de las escolleras presentaron una menor diversidad que los valores registrados en los roquedos naturales aunque estas diferencias fueron menores que las encontradas respecto a los muros verticales. Este patrón solo se cumplió para los puertos de la zona atlántica debido a que los sustratos naturales de los puertos de Mediterráneo presentaron una diversidad más baja que los de la zona atlántica, especialmente los del litoral malagueño.
- *Siphonaria pectinata* mostró las mayores densidades sobre el sustrato de tipo escollera en todos los puertos estudiados, así como tallas más bajas, a excepción del puerto de Chipiona y el puerto de Benalmádena.
- A excepción de los puertos de Rota y Benalmádena, las densidades más bajas y las mayores tallas se registraron en los muros verticales. La ausencia o menor densidad de otras especies competidoras, probablemente como consecuencia de la baja tasa de renovación de agua en la zona interior, puede ocasionar una mayor disponibilidad del recurso trófico y una menor competencia por el espacio.
- *Cymbula nigra* mostró una correlación negativa entre la rugosidad del sustrato y la talla de su concha y una correlación positiva entre la rugosidad y la densidad.
- *Cymbula nigra* presentó las mayores densidades y menores tallas sobre el sustrato tipo escollera pero a pesar de albergar altas densidades para la especie, estas densidades podrían resultar insuficientes para el mantenimiento de las poblaciones, ya que se trata de una especie hermafrodita proterándrica y requiere una distribución de tallas completa para obtener el éxito reproductor. Las subpoblaciones asentadas sobre las escolleras necesitan aportes externos de gametos y/o reclutas de subpoblaciones cercanas para mantenerse.

- Las comunidades rocosas intermareales pueden ser una eficiente herramienta en programas de monitorización futuros, ya que requiere una metodología fácil de implementar con un coste relativamente bajo. Además, tiene la ventaja de poder repetirse con facilidad periódicamente para detectar alteraciones naturales o antropogénicas.



REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS



REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abelson A. and Denny M., 1997. Settlement of marine organisms in flow, *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 28, 317–339 pp.
- Adams S.M., Ham K.D. and LeHew R.F., 1998. A framework for evaluating organism responses to multiple stressors: mechanisms of effect and importance of modifying ecological factors. In: J.J. Cech, B.W. Wilson and D.G. Crosby, Editors, *Multiple Stresses in Ecosystems*, Lewis Publishers, Boca Raton, FL, pp. 13–22.
- Airoidi L., 2003. The effects of sedimentation on rocky coast assemblages, *Oceanogr. Mar. Biol.* 41, 161–236 pp.
- Airoidi L., 1998. Roles of disturbance, sediment stress, and substratum retention on spatial dominance in algal turf, *Ecology* 79, 2759–2770 pp.
- Airoidi, L., Balata, D., Beck, M.W., 2008. The gray zone: relationships between habitat loss and marine diversity and their applications in conservation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366: 8-15.
- Airoidi, L. and Beck, M.W., 2007. Loss, status and trends for coastal habitats of Europe. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 45, 345–405.
- Airoidi, L., Abbiati, M., Beck, M.W., Hawkins, S.J., Jonsson, P.R., Martin, D., Moschella, P.S., Sundelöf, A., Thompson, R.C., Åberg, P., 2005. An ecological perspective on the deployment and design of low-crested and other hard coastal defence structures. *Coast. Eng.* 52, 1073–1087.
- Airoidi, L. and Virgilio, M.. 1998. Responses of turf-forming algae to spatial variations in the deposition of sediments, *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 165 (1998), 271–282 pp.

- Airoidi L., Fabiano M. and Cinelli F., 1996. Sediment deposition and movement over a turf assemblage in a shallow rocky coastal area of the Ligurian Sea, Mar. Ecol. Prog. Ser. 133, 241–251 pp.
- Alder, J. and Robert, K., 1999. Coastal planning and management New York and London: E and FN Spon.
- Alongi, D. M., 1998. Coastal ecosystem processes. New York: CRC Press.
- Allanson, 1958. Port. Acta. Biol. Ser. B,(6) 2, 179-212.
- Altamirano M., Murakami A. and Kawai H. 2004. High lightstress in the Kelp *Ecklonia cava*. *Aquatic Botany*, 79: 125-135.
- Alzieu, C.L., 2000. Environmental impact of TBT: The French experience. The Science of the Total Environment 258, 99–102.
- Alzieu, C.L., He´ral, M., Thibaud, Y., Dardignac, M.J., Feuillet, M., 1981–1982. Influence des peintures antisalissures a` base d_organostanniques sur la calcification de la coquille de l_hui ^ tre *Crassostrea gigas*. *Revue Travaux International des Pe^ches Maritime* 45, 101–116.
- Amsler C.D., Reed D.C. and Neushul M., 1992. The microclimate inhabited by macroalgal propagules, Br. Phycol. J. 27, 253–270 pp.
- An, Y.-J., Kampbell, D.H., 2003. Total, dissolved, and bioavailable metals at Lake Texoma marinas. *Environmental Pollution* 122, 253–259.
- Anderson, M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Aust J Ecol* **26**: 32-46.

- Archambault, P and Bourget, E, 1996. Scales of coastal heterogeneity and benthic intertidal species richness, diversity and abundance. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 136:111-121.
- Attrill, M.J., Bilton, D.T., Rowden, A.A., Rundle, S.D. and Thomas, R.M., 1999. The impact of encroachment and bankside development on the habitat complexity and supralittoral invertebrate communities of the Thames Estuary foreshore. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 9, 237–247.
- Bacchiocchi, F. and Airoidi, L., 2003. Distribution and dynamics of epibiota on hard structures for coastal protection. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 56, 1157–1166.
- Backman, T.W., Barilotti, D.C., 1976. Irradiance reduction: effects on standing crops of the eelgrass *Zostera marina* in a coastal lagoon. *Marine Biology* 34, 33-40.
- Ballesteros, E., 1995. Comunidades algales en el Mediterraneo. *Aulas del Mar*, Universidad de Murcia, 9 pp.
- Bamber R. N., 1991. The *Laminaria* holdfast community of Wylfa Power Station cooling water discharges, National Power, Nuclear Electric Research Report, TEC/L/0321/R90., CMP/L/0001/R91.
- Bamber, R.N., Spencer, J.F., 1984. The benthos of a coastal power station thermal discharge canal. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 64, 603–623.
- Bancroft Hughes, B., 2007. Effects of *egregia menziesii* populations on rocky intertidal benthic assemblages. Thesis. California State University, East Bay, 124 pp.

- Bart D. and Hartman J.M., 2000. Environmental determinants of *Phragmites australis* expansion in a New Jersey salt marsh: an experimental approach, *Oikos* **89**, pp. 59–69.
- Baumard, P., Budzinski, H., Garrigues, P., 1998. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and mussels of the Western Mediterranean Sea. *Environmental Toxicology and Chemistry* **17**, 765-776.
- Beck, M.W., 1998. Comparison of the measurement and effects of habitat structure on gastropods in rocky intertidal and mangrove habitats. *Marine Ecology Progress Series* **169**, 165-178.
- Beck, M.W., 2000. Separating the elements of habitat structure: independent effects of habitat complexity and structural components on rocky intertidal gastropods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **249**, 29e49.
- Bellan, G. and Bellan-Santini, D., 1972. Influence de la pollution sur les peuplements marins de la region de Marseille. In *Marine Pollution and Sea Life*, ed. M. Ruivo, 396–401 pp.
- Belsher, T., 1974. Séquence des effects d'un égoût urbain, en fonction de l'éloignement de la source de pollution, sur les peuplements photophiles de mode battu (fraction algale); premiers resultats. *Soc. Phycol. France* **19**, 158–163 pp.
- Belsher, T. and Boudouresque, C. F., 1976. L'impact de la pollution sur la fraction algale des peuplements benthiques de Méditerranée. In: *Atti Tavola rotonda internazionale "La Biologia Marina per la Difesa e per la Produttività del Mare"*, 215–260 pp.
- Benedetti-Cecchi, L., 2001. Variability in abundance of algae and invertebrates at different spatial scales on rocky sea shores. *Marine Ecology Progress Series* **215**, 79–92.

- Benedetti-Cecchi, L.; Bulleri, F. and Cinelli, F. 2000. The interplay of physical and biological factors in maintaining mid-shore and low-shore assemblages on rocky coasts in the north-west Mediterranean. *Oecologia* 123:406-417.
- Bereguer Pérez J. M. 1979. Problemas Sedimentarios de los Puertos Deportivos. *Revista de Obras Públicas*. 379-392 pp.
- Bertness, M.D. 1984. Habitat and community modification by an introduced herbivorous snail. *Ecology*, 65: 370-381.
- Bhosle NB, Garg A, Harji R, Jadhav S, Sawant SS, Krishnamurthy V, et al., 2006. Butyltins in the sediments of Kochi and Mumbai harbours, west coast of India. *Environ Int* 32:252–8.
- Biggs, R.B., 1968. Environmental Effects of Overboard Spoil Disposal. *Journal of Sanitary Engineering Division* 94, No. SA3, Proceeding Paper 5979, pp. 477-478.
- Bishop, M.J., Underwood A.J. and Archambault P. 2002. Sewage and environmental impacts on rocky shores: necessity of identifying relevant spatial scales. *Marine Ecology Progress Series* 236: 121-128.
- Bishop, M.J., Powers, S.P., Porter, H.J. and Peterson, C.H. 2006. Benthic biological effects of seasonal hypoxia in a eutrophic estuary predate rapid coastal development. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 70: 415-422.
- Blanchard, D. and Bourget, E. 1999. Scales of coastal heterogeneity: influence on intertidal community structure. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 179: 163-173
- Blandin, P., 1986. Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques, *Bull. Ecol.* 17 (1986) (4), pp. 211–307.

- Blinda M., 2008. Recursos hídricos y demanda de agua: previsiones para el futuro del agua en el Mediterráneo. El agua en el Mediterráneo. Plan Blue.
- Blockley, D.J., 2007. Effect of wharves on intertidal assemblages on seawalls in Sydney Harbour, Australia. *Marine Environmental Research*, 63, 409–427.
- Blockley D.J. and Chapman M.G., 2006. Does recruitment determine differences between assemblages on shaded or unshaded seawall? *Marine Ecology Progress Series*.
- Borowitzka, M. A., 1972. Intertidal algal species diversity and the effect of pollution. *Australian Journal of Marine Freshwater Research* 23, 73–84 pp.
- Bourget, E., DeGuise, J., Daigle, G., 1994. Scales of substratum heterogeneity, structural complexity, and the early establishment of a marine epibenthic community. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 181 (1), 31–51.
- Bowman, R. S. and J. R. Lewis, 1977. Annual fluctuations in the recruitment of *Patella vulgata* L. *J. Mar. Biol. Assoc. (U. K.)* 57: 793–815.
- Bradbury, R.H., Reichelt, R.E., Green, D.G., 1984. Fractals in ecology: methods and interpretation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 14, 295–296.
- Branch, G.M., Thompson, R.C., Crowe, T.P., Castilla, J.C., Langmead, O. and Hawkins, S.J., 2008. Rocky intertidal shores: prognosis for the future. *Aquatic Ecosystems. Trends and Global Prospects* (ed. N.V.C. Polunin), pp. 209–225. Cambridge University Press, Cambridge.
- Brander, K.M., 2007. Global fish production and climate change . *Proc Natl Acad Sci USA* 104 : 19709 – 19714

- Brannock, P.M. and Hilbish, T.J. 2010. Hybridization results in high levels of sterility and restricted introgression between invasive and endemic marine blue mussels. *Marine Ecology Progress Series*, 406: 161-171.
- Bray, J.R and Curtis, J.T., 1957. An ordenation of the upland forest communities of Southern Wisconsin, *Ecol. Monogr.* 27, 325-349 pp.
- Bricker S.B., Clement, C.G., Pirhalla, D.E., Orlando, S.P., Farrow, D.R.G., 1999. National estuarine eutrophication assessment: effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries. NOAA, National Ocean Service, Special Projects Office and the National Centers for Coastal Ocean Science, Silver Spring, MD, p. 71.
- Brown, V. B., Davies, S. A. and Synnot, R. N., 1990. Long-term monitoring of the effects of treated sewage effluent on the intertidal macroalgal community near Cape Schanck. Australia. *Bot. Mar.* 33, 85–98 pp.
- Brunnock, J.V., D.F. Duckworth and G.C. Stephens, 1968. *Scientific Aspects of Pollution of the Sea by Oil*. Institute of Petroleum, London.
- Bulleri, F., 2005a. Experimental evaluation of early patterns of colonization of space on rocky shores and seawalls. *Mar. Environ. Res.* 60: 355-374.
- Bulleri, F., 2005b. Role of recruitment in causing differences between intertidal assemblages on seawalls and rocky shores. *Marine Ecology Progress Series*, 287, 53–65.
- Bulleri, F., 2006. Is it time for urban ecology to include the marine realm? *Trends in ecology and Evolution* 21, 658–659.
- Bulleri, F., Airoidi, L., 2005. Artificial marine structures facilitate the spread of a nonindigenous green alga, *Codium fragile* ssp. *tomentosoides*, in the North Adriatic Sea. *Journal of Applied Ecology* 42, 1063–1072.

- Bulleri, F., Balata, D., Bertocci, I., Tamburello, L. and Benedetti-Cecchi, L. 2010. The seaweed *Caulerpa racemosa* on Mediterranean rocky reefs: from passenger to driver of ecological change. *Ecology*, 91 (8): 2205-2212.
- Bulleri, F., Chapman, M.G. and Underwood, A.J., 2005. Intertidal assemblages on seawalls and vertical rocky shores in Sydney Harbour, Australia. *Austral Ecology*, 30, 655–667.
- Bulleri, F., and Chapman, M.G., 2004. Intertidal assemblages on artificial and natural habitats in marinas on the north-west coast of Italy. *Mar Biol (Berl)* 145:381–391. doi:10.1007/s00227-004-1316-8
- Bulleri, F., Chapman, M.G. and Underwood, A.J., 2004. Patterns of movement of the limpet *Cellana tramoserica* on rocky shores and retaining seawalls. *Marine Ecology Progress Series*, 281, 121–129.
- Bulleri, F. and Chapman, M. G., 2010. The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. *Journal of Applied Ecology* 47(1): 26-35.
- Bulleri, F.; Menconi, M.; Cinelli, F. and Benedetti-Cecchi, L., 2000. Grazing by two species of limpets on artificial reefs in the northwest Mediterranean. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 255, 1-19.
- Bulthuis, D.A., 1983. Effects of in situ light reduction on density and growth of the seagrass *Heterozostera tasmanica* (Martens ex Aschers.) Den Hartog in Western Port, Victoria, Australia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 67, 91-103.
- Burdick, D.M. and Short, F.T., 1999. The effects of boat docks on eelgrass beds in coastal waters of Massachusetts. *Environmental Management* 23, 231–249.

- Burkholder, J.M. 1998. Implications of harmful microalgae and heterotrophic dinoflagellates in management of sustainable marine fisheries. *Ecological Applications*, 8 (1, supplement): S37-S62.
- Burns, K.A., Garrity, S.D. y Levings, S.C. 1993. How many years until mangrove ecosystems recover from catastrophic spills? *Marine Pollution Bulletin*, 26 (5): 239-248.
- Butman, C. A. 1987. Larval settlement of soft-sediment invertebrates: The spatial scales of pattern explained by active habitat selection and the emerging role of hydrodynamical processes. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 25: 113-165.
- Butman, C. A., Grassle, J. P., and Webb, C. M. , 1988. Substrate choices made by marine larvae settling in still water and in a flume flow. *Nature* 333: 771-773.
- Cai, L.Z., Tam, N.F.Y, Wong, T.W.Y, Ma, L., Gao, Y. and Wong, Y.S., 2003. 'Using benthic macrofauna to assess environmental quality of four intertidal mudflats in Hong Kong and Shenzhen', *Acta Oceanol. Sinica* 22, 309-319 pp.
- Caffey, H. M., 1985. Spatial and temporal variation in settlement and recruitment of intertidal barnacles. *Ecol. Monogr.* 55: 313–332.
- Caliceti M., Argese E., Sfriso A., Pavoni B., 2002. Heavy metal contamination in seaweeds of the lagoon of Venice. *Chemosphere*, v.47, 443-454 pp.
- Camiñas, J. A., 1987. La Bahía de Algeciras: Características oceanográficas y biológicas. Contaminación y áreas de protección. Deleg. Ecología y Medio Ambiente Ayunt. Algeciras, 34 pp.
- Candela, J. 1991. The Gibraltar Strait and its role in the dynamics of the Mediterranean Sea. *Dynamics of Atmospheres and Oceans*, 15, 3--5, 267--300.
- Cantos R, P Mazón, MD Paredes, ML Picó, E Sales and P Sánchez-Jerez. 1994. Aportación al conocimiento de las poblaciones de *Patella caerulea* y *P. aspera* en la

- reserva marina de Tabarca (Alicante): densidad poblacional y frecuencia de tallas según el tipo de sustrato y grado de presión antrópica. En: Ramos A (ed). Trabajos de campo en la reserva marina de Tabarca, pp. 45-52. Universitat de Alicante-Instituto de Ecología Litoral, Alicante.
- Caplat, C., Texier, H., Barillier, D., Lelievre, C., 2005. An inventory of sediment pollutions in a French harbour—Comparison to a non polluted local area identified in bay of Seine. *Journal of Coastal Research*.
 - Carballo, J.L., Naranjo, S.A. and García-Gómez, J.C., 1996. Use of marine sponges as stress indicators in marine ecosystems at Algeciras Bay (southern Iberian Peninsula), *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 135, 109-122 pp.
 - Catsiki, V. A., Hatzianestis, I. y Rigas, F., 2003. Distribution of metals and organic contaminants in mussels from Thermaikos Gulf. *Global Nest: the International Journal*, 5 (3) 119-126.
 - Chabanet, P., Ralambondrainy, H., Amanieu, M., Faure, G. and Galzin, R., 1997. Relationships between coral reef substrata and fish. *Coral Reefs* 16, 93–102.
 - Chamberlain, Y. M. 1991. Historical and Taxonomic Studies in the genus *Titanoderma* (Rhodophyta, Corallinales) in the British Isles. *Bull. Br. Mus. Nat. Hist. (Bot.)* 21(1):1-80
 - Chapman, M.G., 2003. Paucity of mobile species on constructed seawalls: effects of urbanization on biodiversity. *Marine Ecology Progress Series* 264, 21–29.
 - Chapman P.M, 2004. Indirect effects of contaminants, *Marine Pollution Bulletin* 48, pp. 411–412.

- Chapman, A. S., Albrecth, A.S. and Fletcher, R.L., 2002. Differential effects of sediments on survival and growth of *Fucus serratus* embryos (Fucales Phaeophyceae), J. Phycol. 38, pp. 894–903.
- Chapman, M.G. and Bulleri, F., 2003. Intertidal seawalls – new features of landscape in intertidal environments. Landscape and Urban Planning, 62, 159–172.
- Chapman, M.G. and Clynick, B.G., 2006. Experiments testing the use of waste material in estuaries as habitat for subtidal organisms. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 338, 164–178.
- Chapman, M. G., J. People and D. Blockley (2005). Intertidal assemblages associated with natural *Corallina* turf and invasive mussel beds. Biodiversity and Conservation 14: 1761-1776.
- Chapman, J.V., Dumbauld, B.R., Itani, G. and Markham, J.C. 2012. An introduced Asian parasite threatens northeastern Pacific estuarine ecosystems. Biological Invasions, 14: 1221-1236.
- Chelazzi, G. and G. S. P. D. Santina, 1998. Route selection in the foraging of *Patella vulgata*. Journal of the Marine Biological Association of the UK 78: 1223_1232
- Cheung, K.C., Wong, M.H., Yung, Y.K., 2003. Toxicity assessment of sediments containing tributyltin around Hong Kong harbour. Toxicology Letters 137, 121-131.
- Christiaens, J., 1974. Révision du genre *Patella* (Mollusca, Gastropoda). *Bulletin du Museum Nacional d'Histoire Naturelle*, 182: 1305–1392.
- Chua, T.E., Ross, A.R., 1998. Pollution prevention and management in the East Asian Seas. A paradigm shift in concept, approach and methodology. Global Environment Facility/United Nations Development Programme/International Maritime Organization Regional Programme for the Prevention and Management of

Marine Pollution in the East Asian Seas, Quezon City, Philippines, MPP-EAS Technical Report 15, 45.

- Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* 18, 117-143 pp.
- Clarke, K.R. and Ainsworth, M., 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 92, 205-219 pp.
- Clarke, K.R. and Warwick, R.M. (1994) Similarity-based testing for community pattern: the 2-way layout with no replication. *Mar. Biol.* 118, 167-176.
- Clarke, K. R. and Gorley, R. N., 2001. Primer v5: User Manual /Tutorial. Primer-E, Plymouth, 1-91 pp.
- Clark, R.P., Edwards, M.S. and Foster, M.S., 2004. Effects of shade from multiple kelp canopies on an understory algal assemblages. *Marine Ecology Progress Series* 267, 107–119.
- Clynick, B.G., 2006. Assemblages of fish associated with coastal marinas in northwestern Italy. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 86, 847–852.
- Clynick, B.G., Chapman, M.G. and Underwood, A.J. (2008) Fish assemblages associated with urban structures and natural reefs in Sydney, Australia. *Austral Ecology*, 33, 140–150.
- Collinge SK, 1996. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landsc Urban Plann* 36:59–77
- Commito, J.A., Rusignuolo, B.R., 2000. Structural complexity in mussel beds: the fractal geometry of surface topography. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 255, 133–152.

- Connell, S.D., 2000. Floating pontoons create novel habitats for subtidal epibiota. *J Exp Mar Biol Ecol* 247:183–194
- Connell, S.D and Glasby, T.M., 1999. Do urban structures influence local abundance and diversity of subtidal epibiotd? A case study from Sydney Harbour, Australid. *Mar Environ Res* 47:373-387
- Conradi, M., López-González, P.J. and García-Gómez, J.C., 1997. The Amphipod community as a bioindicator in Algeciras Bay (Southern Iberian peninsula) based on a spatio-temporal distribution, *P.S.Z.N.: Mar. Ecol.* 18, 97-111 pp.
- Consejería de Medio Ambiente, (2009). Apoyo técnico a la gestión sostenible del medio marino. Informe regional 2009. Junta de Andalucía. 102 pp.
- Consejería de Medio Ambiente, 2009. Informe de Medio Ambiente en Andalucía 2009. Junta de Andalucía.
- Conserjería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, (2013). Programa de gestión sostenible del medio andaluz. Informe regional 2013 Junta de Andalucía. 110 pp.
- Cook, A., O. S. Bamford, J. D. B. Freeman, and D. J. Teideman, 1969. A study of the homing habit of the limpet. *Animal Behavior* 17: 330-339
- Cook, S. B., 1969. Experiments on homing in the limpet *Siphonaria normalis*. *Animal Behavior* 17: 679_682
- Cook, S. B., 1971. A study of the homing behavior in the limpet *Siphonaria alternata*. *Biological Bulletin* 141: 449_457
- Cooper, T.F., De 'Ath, G., Fabricius, K.E. and Lough, J.M. 2008. Declining coral calcification in massive *Porites* in two nearshore regions of the northern Great Barrier Reef. *Global Change Biology*, 14: 529-38.

- Corlett, H. and Jones, B. 2007. Epiphyte communities on *Thalassia testudinum* from Grand Cayman, British West Indies: Their composition, structure, and contribution to lagoonal sediments. *Sedimentary Geology*, 194: 245-262.
- Cormaci, M., Furnari, G., Giaccone, G., Colonna, P. and Mannino A. M., 1985. Metodo sinecologico per la valutazione degli apporti inquinanti nella rada di Augusta (Siracusa) *Boll. Acc. Gioenia Sci. Nat.*, 18, 829–850 pp.
- Cormaci, M. and Furnari, G., 1991. Phytobenthic communities as monitor of the enviromental conditions of the Brindisi coast-line. *Oebalia* 17, 177–198 pp.
- Cosser, P.R. (editor). 1997. Nutrients in marine and estuarine environments. Canberra (Australia): Environment Australia. p. 53.
- Coyne, K.J., Hutchins, D.A., Hare, C.E. and Cary, S.C. 2001. Assessing temporal and spatial variability in *Pfiesteria piscicida* distributions using molecular probing techniques. *Aquatic Microbial Ecology*, 24: 275-285.
- Culbertson, J.B., Valiela, I., Peacock, E.E., Reddy, C.M., Carter, A. y Vanderkruik, R. 2007. Long-term biological effects of petroleum residues on fiddler crabs in salt marshes. *Marine Pollution Bulletin*, 54: 955-962.
- Crowder, L.B., Hazen, E.L., Avissar, N., Bjorkland, R., Latanich, C. and Ogburn, M.B. 2008. The impacts of fisheries on marine ecosystems and the transition to ecosystem-based management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 39: 259-78.
- Crowe T.P., Thomson, R.C., Bray, S. and Hawking, S.J., 2000. Impacts of anthropogenic stress on rocky intertidal communities. *J. Aquat. Ecosyst. Stress Recovery* 7, pp. 273–297.

- Creese, R. G., D. R. Schiel, and M. J. Kingsford, 1990. Sex change in a giant endemic limpet, *Patella kermadecensis*, from the Kermadec Islands. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 144: 101-112
- Creese, R.G. and Underwood, A.J., 1982. Analysis of inter- and intraspecific competition amongst intertidal limpets with different methods of feeding. *Oecologia* 53:337-346
- Crisp D. J., 1964. The effects of the severe winter of 1962-1963 on marine life in Britain. *J. Anim. Ecol.* 33: 165-210.
- Crisp, D.J. 1984. Energy flow measurements. In: Holme NA, McIntyre AD (eds) *Methods for the study of the marine benthos*. IBP Handbook 16. Blackwell, Oxford, 284-367.
- Cruz-Rivera, E. and Villareal, T. 2006. Macroalgal palatability and the flux of ciguatera toxins through marine food webs. *Harmful Algae*, 5: 497-525.
- Dakin, W.J., 1953. *Australian Sea Shores*, Angus and Robertson, Sydney.
- Damuth, J.A., 1981. Population density and body size in mammals. *Nature* 190, 699-700.
- D'Antonio C. M., 1986. Role of sand in the domination of hard substrata by the intertidal alga *Rhodomela larix*, *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 27, 263-275 pp.
- Danulat, E., Muñiz, P., García-Alonso, J., Yannicelli, B., 2002. First assessment of the highly contaminated harbour of Montevideo, Uruguay. *Marine Pollution Bulletin* 44, 554-565.
- Darbra, R.M., Ronza, A., Casal, J., Stojanovic, T., Wooldridge, C., 2004. A new methodology to assess environmental management in sea ports. *Marine Pollution Bulletin* 48 (5-6), 420-428.

- Dauer, D.M., 1993. Biological criteria, environmental health and estuarine macrobenthic community structure. *Mar. Pollut. Bull.* 26 5, pp. 249–257.
- Dauvin, J.C., Ruellet, T., Desroy, N., Janson, A.L., 2006. The ecological quality status of the Bay of Seine and the Seine estuary: use of biotic indices. *Marine Pollution Bulletin*, doi:10.1016.
- Davis, J.L.D., Levin, L.A., Walther, S.M., 2002. Artificial armored shorelines: sites for open-coast species in a southern California bay. *Marine Biology* 140, 1249–1262.
- Davis, M.A., Grime, J.P., Thompson, K., 2000. Fluctuating resources in plant communities; a general theory of invasibility. *Journal of Ecology* 88, 528–534.
- Davison, I.R., 1991. Environmental effects on algal photosynthesis: temperature. *J. Phycol.* 27, 2–8.
- Dawson, E. Y., 1965. Intertidal algae. In *An oceanographic and biological survey of the southern California Mainland Shelf*. Publ. Calif. State Water Pollut. Quality Control Board 27 220–231, 351–438 pp.
- Dayton P.K., 1975. Experimental evaluation of ecological dominance in a rocky intertidal algal community, *Ecol. Monogr.* 45, 137–159 pp.
- Deither M.N., 2002. Site classification and selection. *Methods for Performing Monitoring, Impact, and Ecological Studies on Rocky Shores*. U.S. Department of the Interior Minerals Management Service Pacific OCS Region 22-47 pp.
- Delgado, J.D., Arévalo, J.R. and Fernández-Palacios, J.M., 2004. Consecuencias de la fragmentación viaria: efectos de borde de las carreteras en la laurisilva y el pinar de Tenerife. In: Fernández-Palacios, J.M., Morici, C. (Eds.), *Ecología Insular/ Island*

- Ecology. Asociación Española de Ecología Terrestre (AEET)-Cabildo Insular de La Palma, pp. 181–225.
- Dennison, W.C., Alberte, R.S., 1985. Role of daily light period in the depth distribution of *Zostera marina* (eelgrass). *Marine Ecology Progress Series* 25, 51-61.
 - Dennison, W.C., Orth, R.J., Moore, K.A., Stevenson, J.C., Carter, V., Kollar, S., Bergstrom, P.W. and Batiuk, R.A., 1993. Assessing Water Quality with Submersed Aquatic Vegetation. *BioScience*, 43(2): 86 - 94.
 - Denny, M., and D. Wetthey, 2001. Physical processes that generate patterns in marine communities. In M. D. Bertness, S. D. Gaines, and M. E. Hay (eds.), *Marine community ecology*, pp. 3–37. Sinauer Associates, Sunderland.
 - Devlin, J.S., 1980. Effects of thermal effluents on communities of benthic marine macroalgae. *Environ. Manage.* 11, 225–242.
 - Devlin J. and Volse L., 1978. Effects of sediments on the development of *Macrocystis pyrifera* gametophytes, *Mar. Biol.* 48 (1978), 343–348 pp.
 - Diaz, R.J. and Rosenberg, R. 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, 321: 926-929.
 - Diaz, R.J. and Rosenberg, R. 1995. Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and behavioural responses of marine macrofauna. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 33: 245-303.
 - Díez, I., Secilla, A., Santolaria, A. and Gorostiaga, J. M., 1999. Phytobenthic intertidal community structure along an environmental pollution gradient. *Mar. Poll. Bull.*, 38, 463-472 pp.

- Díez, S., Abalos, M., Bayona, J.M., 2002. Organotin contamination in sediments from the Western Mediterranean enclosures following 10 years of TBT regulation. *Water Research* 36, 905-918.
- Díez, S., Jover, E., Albaigés, J., and Bayona, J. M., 2006. Occurrence and degradation of butyltins and Environ Monit Assess (2011) 182:455–466 wastewater marker compounds in sediments from Barcelona harbor, Spain. *Environment International*, 32(7), 858–865.
- Díez, S. and Bayona, J. M., 2009. Butyltin occurrence and risk assessment in the sediments of the Iberian Peninsula. *Journal of Environmental Management* 90. pp. 25–S3.
- Dixon, W.J., 1983. BMDP Statistical Software. University California Press, Berkeley.
- Douglas M. and Lake P.S., 1994. Species richness of stream stones: an investigation of the mechanisms generating the species-area relationship. *Oikos*, 69, 387–396.
- Downes B.J., Lake P.S. and Schreiber E.S.G., 1995. Habitat structure and invertebrate assemblages on stream stones: a multivariate view from the riffle. *Australian Journal of Ecology*, 20, 502–514.
- Drago M., Cescon B., Iovenitti L., 2001. A three- dimensional numerical model for eutrophication and pollutant transport. *Ecological Modelling*, 145: 17 – 34 pp.
- Dudley, T. and C. D'Antonio, 1991. The effects of substrate texture, grazing and disturbance on macroalgal establishment on streams. *Ecology* 72: 297_309
- Duggins, D.O., Dethier, M.N., 1985. Experimental studies of herbivory and algal competition in a low intertidal habitat. *Oecologia* 67, 183–191.

- Dulvy, N.K., Sadovy, Y., Reynolds, J.D., 2003. Extinction vulnerability in marine populations. *Fish and Fisheries*, 4: 25-65.
- Durrieu de Madron X., Guieu C., Sempéré R. et al., 2011. Marine ecosystems' responses to climatic and anthropogenic forcings in the Mediterranean, *Prog. Oceanog.*, 91(2):97-166.
- Eby, L.A. and Crowder, L.B. 2002. Hypoxia-based habitat compression in the Neuse River Estuary: context-dependent shifts in behavioral avoidance thresholds. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59: 952-965.
- Eby, L.A., Crowder, L.B., McClellan, C.B., Powers, M.J. and Peterson, C.H. 2005. Effects of habitat degradation from intermittent hypoxic disturbances on juvenile fishes. *Marine Ecology Progress Series*, 291: 249-262.
- ECC. 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Off. J. Eur. Communities* 43, 1–72 pp.
- Edding, M., Tala, F. and Vásquez, J. (2006). *Fotosíntesis, Productividad y Algas Marinas*. Filología vegetal. Ediciones Universidad de La Serena, Chile.
- Edwards, R.A. and Smith, S.D.A., 2005. Subtidal assemblages associated with a geotextile reef in south-east Queensland, Australia. *Marine and Freshwater Research*, 56, 133–142.
- EEA, 1999. Coastal and marine zones. *Environment in the European Union at the Turn of the Century*. State of Environment Report No. 1/1999. Copenhagen: EEA (Chapter 3.14). Available from: <<http://reports.eea.eu.int/92-9157-202-0/en>>.
- EEA, (2006). *The changing faces of Europe's coastal areas*, EEA Report No 6/2006. Luxembourg.

- Erlandsson, J., Kostylev, V. and Williams, G.A., 1999. A field technique for estimating the influence of surface complexity on movement tortuosity in the tropical limpet *Cellana grata* Gould. *Ophelia* 50 (3), 215–224.
- Espinosa Torre, F., Rivera Ingraham, G. A. and Garcia Gomez, J. C., 2011. Influence of heterogeneity and nature of substrate on limpet recruitment: conservational implications for endangered species. *En: Estuarine, Coastal and Shelf Science* . Vol. 94. Pag. 164-171
- Espinosa F., Fa D.A. y Ocaña T.M.J., 2005. Estado de la especie amenazada *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 (Gastropoda: Patellidae) en la bahía de Algeciras y Gibraltar. *Iberus*, 23 (2) 39-46.
- Espinosa, F., J. M. Guerra-García, D. Fa, and J. C. García-Gómez, 2006. Aspects of reproduction and their implication for the conservation of the endangered limpet *Patella ferruginea*. *Invertebrate Reproduction and Development* 49: 85_92
- Espinosa F., Guerra-garcía J. M. y García-Gómez J. C., 2007. Sewage Pollution and Extinction Risk: an Endangered Limpet As a Bioindicator?. *Biodiversity and Conservation*, 00:1-21 pp.
- Espinosa, F., G. Rivera-Ingraham, D. A. Fa, and J. C. García-Gómez, 2009. Effect of human pressure on population size structures of the endangered ferruginean limpet: towards future management measures. *Journal of Coast Research* 25: 857_863
- Establier, R., 1977. Estudio de la contaminación marina por metales pesados y sus efectos biológicos. *Inf. Técn. Inst. Investigaciones Pesqueras* 47, 3–38.
- Estacio, F. J. 1996. Distribución y variación espacio-temporal de las comunidades macrobentónicas del sedimento en la Bahía de Algeciras. Implicaciones en la evaluación de la calidad ambiental del medio marino. Tesis doctoral. Universidad de Sevilla. Sevilla, España. 482 pp.

- Estacio, F.J., García-Adiego, E.M., Fa, D.A., García-Gómez, J.C., Daza, J.L., Hortasand, F., Gómez-Ariza, J.L., 1997. Ecological analysis in a polluted area of Algeciras Bay (Southern Spain): external «versus» internal outfalls and environmental implications. *Marine Pollution Bulletin* 34, 780–793.
- Eversham, B.C., Roy, D.B. and Telfer, M.G., 1996. Urban, industrial and other manmade sites as analogues of natural habitats for Carabidae. *Ann Zool Fenn* 33:149–156
- Fa, D.A., 1990. A diversity-based comparative study of the rocky coasts of Gibraltar, Unpublished Undergraduate Thesis, St Mary's College, Twickenham, UK.
- Fa, D., 1998. The influence of pattern and scale on the rocky-shore macrobenthic communities through the Strait of Gibraltar. Unpublished PhD thesis. University of Southampton, UK.
- Fa D., García-Gómez J.C., García Adiego E., Sánchez Moyano J. E. Y Estacio Gil, F., 1997. El Litoral II: Zonas de Transición. *Naturaleza de Andalucía. Volumen II*. Eds. Giralda. 171-193 pp.
- Fa, D.A., Finlayson, C., García-Adiego, E., Sánchez-Moyano, J.E. and García-Gómez, J.C.: 2002, 'Influence of some environmental factors on the structure and distribution of the rocky shore macrobenthic communities in the Bay of Gibraltar: preliminary results', *Almoraima* **28**, 73-88 pp.
- Fatoki, O.S., Mathabatha, S., 2001. An assessment of heavy metal pollution in the East London and Port Elizabeth harbours. *Water SA* 27, 233–240.
- Fernández, N., César, A., González, M. y DelValls, T. A., 2006. Nivel de contaminación de sedimentos afectados por el vertido del Prestige y sus efectos sobre el desarrollo embrionario del erizo de mar. *Ciencias Marinas* 32 (2B) 421-427.

- Field, J. G., Clarke, K. R., and Warwick, R. M., 1982. A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 8: 37-52
- Fitzpatrick, J. and Kirkman, H., 1995. Effects of prolonged shading stress on growth and survival of seagrass *Posidonia australis* in Jervis Bay, New South Wales, Australia. *Marine Ecology Progress Series* 127, 279-289.
- Foden, J., Purdaie, D., Morris, S. and Nascimiento, S. 2005. Epiphytic abundance and toxicity of *Prorocentrum* population in Flett Lagoon, UK. *Harmful Algae*, 4: 1063-1074.
- Foe, C.G. and A.W. Knight, 1987. Assessment of the biological impact of point source discharges employing Asiatic clams. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 16: 39-51 pp.
- Foerster, J.W., Lamontagne, R.A., Ewing, J.K., Ervin, A.M., 1999. Copper circulation in two tidally influenced marinas studied with the use of a nafion polymer probe. *Field Analytical Chemistry and Technology* 3, 3–18.
- Folk, R. L. 1974. Petrology of sedimentary rocks. Hemphill Publishing Company, Austin, Texas. U.S.A. 182 p
- Foster, M.S., 1975. Regulation of algal community development in a *Macrocystis pyrifera* forest. *Marine Biology* 32, 331-342.
- Foster, M. S., A. P. DeVogelaere, C. Harrold, J. S. Pearse and A. B. Thum, 1988. Causes of spatial and temporal patterns in rocky intertidal communities in central and northern California. *Mem. Calif. Acad. Sci.* 9: 1–45.
- Fleeger J.W., Carman K.R. and Nisbet R.M, 2003. Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystems, *Science of the Total Environment* **317**, pp. 207–233.

- Franklin, L. and Forster, R. M.. 1997. The changing irradiance environment: consequences for marine macrophyte physiology, productivity and ecology. *European Journal of Phycology* 32: 207-232.
- Frenkiel, L., 1975. Contribution a l'étude des cycles de reproduction des patellidae en Algérie. *Pubblicazione de la Stazzione Zoologica di Napoli*, 39: 153–189.
- Fretter, V., and Manly, R., 1977. Settlement and early benthic life of *Littorina neritoides* (L.) at Wembury, South Devon. *J Moll Stud* 43:255–262
- Gacia, E., Satta, M.P., Martin, D., 2007. Low crested coastal defence structures on the Catalan coast of the Mediterranean Sea: how they compare with natural rocky shores. *Scientia Marina* 71, 259–267.
- Gaines, S., S. Brown and J. Roughgarden, 1985. Spatial variation in larval concentrations as a cause of spatial variation in settlement for the barnacle *Balanus glandula*. *Oecologia* 67: 267 272.
- Gaylord B., 1999. Detailing agents of physical disturbance: wave-induced velocities and accelerations on a rocky shore, *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 239, 85–124 pp.
- Gambi, M.C., Buia, M.C., Casola, E. and Scardi, M. – 1989 a. Estimates of water movement in *Posidonia oceanica* beds: a first approach. In: Boudouresque C.F., Meinesz A., Fresi, E. and Gravez V. Eds. *International Workshop on Posidonia Beds*, GISPosidonie publ., Fr., 2: 101-112.
- Gamulin-Brida, H., Giaccone, G. and Golubic, S., 1967. Contribution aux études des biocenoses subtidales. *Helgol. Wiss Meeresunters.* 15, 429–444 pp.
- García J., 1986 Variabilidad del nivel del mar en el Estrecho de Gibraltar. Mareas y oscilaciones residuales. Tesis Doctoral. Universidad de Málaga.
- García-Gómez, J. C., 2008. Implicaciones de la Biodiversidad Marina en la Evaluación de Impactos, Vigilancia ambiental y Conservación del Medio Litoral.

Pag. 169-184. En: Biodiversidad. Valencia, España. Fundacion Premios Rey Jaime I. 2008. ISBN 978-84-482-5067-6

- García-Gómez, J. C., López-Fé, C. M., Espinosa, F., Guerra-García, J. M. and Rivera-Ingraham, G. A., 2011. Marine artificial micro-reserves: a possibility for the conservation of endangered species living on artificial substrata. *Marine Ecology*, 32: 6–14.
- García-Gómez, J. C., Espinosa, F., Rivera-Ingraham, G., Guerra-García, J. M., López-Fé, C. M., Fa, D., 2012. Microrreservas marinas artificiales en la línea de costa: hacia un nuevo modelo de gestión de la biodiversidad en áreas litorales. Comunicación en congreso. I Congreso Iberoamericano de Gestión Integrada de Áreas Litorales. A Distancia, Cádiz, España.
- García-Gómez, J. C., Guerra-García, J. M., Espinosa, F., Maestre, M. J., Rivera-Ingraham, G., Fa, D., González, A. R., Ruiz-Tabares, A. and C. M. López-Fé, 2014. Artificial Marine Micro-Reserves Networks (AMMRNs): an innovative approach to conserve marine littoral biodiversity and protect endangered species. *Marine Ecology*. doi: 10.1111/maec.12167
- García, R. and Johnstone, R.W. 2006. Effects of *Lyngbya majuscula* (Cyanophyceae) blooms on sediment nutrients and meiofaunal assemblages in seagrass beds in Moreton Bay, Australia. *Marine and Freshwater Research*, 57 (2): 155-165.
- Garrity, S.D. , 1984. Some adaptations of gastropods to physical stress on a tropical rocky shore. *Ecology*, 65, 559–574.
- Gaston, K.J. and Spicer, J.I., 2004. Biodiversity: an introduction. Blackwell, Oxford.
- Gavio, B., Palmer-Cantillo. S. and Mancera, J.E. 2010. Historical analysis (2000-2005) of the coastal water quality in San Andrés Island, SeaFlower Biosphere Reserve, Caribbean Colombia. *Marine Pollution Bulletin*, 60: 1018-1030.

- Gee, J.M., Warwick, R.M., 1994a. Body-size distribution in a marine metazoan community and the fractal dimensions of macroalgae. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 178, 247–259.
- Gee, J.M., Warwick, R.M., 1994b. Metazoan community structure in relation to the fractal dimensions of marine macroalgae. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 103, 141–150.
- Geller, J.B., 1991. Gastropod grazers and algal colonization on a rocky shore in northern California: the importance of the bodysize of grazers. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 150, 1–17.
- Gibson G.R., Bowman, M.L., Gerritsen, J., Snyder, B.D., 2000. Estuarine and Coastal Marine Waters: Bioassessment and Biocriteria Technical Guidance. EPA 822-B-00-024. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC.
- Glasby, T.M., 1999a. Differences between subtidal epibiota on pier pilings and rocky reef at marinas in Sydney, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 48, 281–290.
- Glasby, T.M., 1999b. Effects of shading on subtidal epibiotic assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 234, 275–290.
- Glasby, T.M., 1999c. Interactive effects of shading and proximity to the seafloor on the development of subtidal epibiotic assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 190, 113–124.
- Glasby, T.M., Connell, S.D., 1999. Urban structures as marine habitats. *Ambio* 28, 595–598.
- Gilinski, E., 1984. The role of fish predation and spatial heterogeneity in determining benthic community structure. *Ecology*, Vol. 65, pp. 455–468.

- Glynn, P.W., 1988. El Niño–Southern Oscillation 1982–1983: near-shore population, community, and ecosystem responses. *Annual Review of Ecological Systems* 19, 309–345.
- Goldberg, N.A. and Foster, M.S., 2002. Settlement and post-settlement processes limit the abundance of the geniculate coralline alga *Calliarthron* on subtidal walls. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 278, 31–45.
- Gomez-Ariza JL, Morales E, Giraldez I., 1998. Spatial distribution of butyltin and phenyltin compounds on the Huelva coast (southwest Spain). *Chemosphere* 37:937–50.
- Gorostiaga, J. M. and Díez, I., 1996. Changes in the sublittoral benthic marine macroalgae in the polluted area of Abra de Bilbao and proximal coast (Northern Spain) *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 130, 157–167 pp.
- Gorostiaga J.M., Santolaria A., Secilla A. and Díez I., 1998 Sublittoral benthic vegetation of the Eastern Basque Coast (N. Spain). Structure and environmental factors, *Bot. Mar.* 41, 455–465 pp.
- Gosselin, L.A. and Chia, F.S. 1995. Characterizing temperate rocky shores from the perspective of an early juvenile snail: the main threats to survival of newly hatched *Nucella emarginata*. *Mar Biol* 122:525–535
- Gray, D. R. and A. N. Hodgson, 1998. Foraging and homing behaviour in the high-shore, crevice-dwelling limpet *Helcion pectunculus* (Prosobranchia: Patellidae). *Marine Biology* 63: 121–130
- Guerra A., 2004. Caracterización y gestión de sedimentos dragados portuarios. Boletín 1er Workshop de la Red Intersed (Red de intercambio de conocimiento sobre sedimentos). España: Universidad de Cantabria.

- Guerra RM., 2000. Martín R, Vila J, Romo J. Informe de Caracterització dels sediments en el Port de Barcelona. Servei de Medi Ambient de l'Autoritat Portuària de Barcelona.
- Guerra-García, J.M. 2001. Análisis integrado de las perturbaciones antropogénicas en sedimentos del Puerto de Ceuta. Efecto sobre las comunidades macrobentónicas e implicaciones ambientales. Tesis. Universidad de Sevilla.
- Guerra-García, J.M., Corzo, J., Espinosa F., and J. C. García-Gómez, 2004a. Extinction risk and harbours as marine reserves. *Journal of Molluscan Studies*, 70, 116–118.
- Guerra-García, J.M., Corzo, J., Espinosa F., and J. C. García-Gómez, 2004b. Assessing habitat use of the endangered marine mollusc *Patella ferruginea* (Gastropoda: Patellidae) in northern Africa: preliminary results and implications for conservation. *Biological Conservation*, 116, 319–326.
- Guerra-García, J.M. and García-Gómez, J.C., 2001. The spatial distribution of Caprellidea (Crustacea: Amphipoda): a stress bioindicator in Ceuta (North Africa, Gibraltar area), *P. S. Z. N. Mar. Ecol.* 22, 357-367 pp.
- Guerra-García, J.M., García-Gómez, J.C., 2005. Oxygen levels versus chemical pollutants: do they have similar influence on macrofaunal assemblages? A case study in a harbour with two opposing entrances. *Environmental Pollution* 135, 281–291.
- Guerra-García, J.M., González-Vila, F.J. and García-Gómez, J.C., 2003. Aliphatic hydrocarbon pollution and macrobenthic assemblages in Ceuta harbour: a multivariate approach, *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 263, 127-138 pp.
- Guerra-García, J.M., Maestre, M.J., González, A.R., García-Gómez, J.C. 2006. Assessing a quick monitoring method using rocky intertidal communities as bioindicator: a multivariate approach in Algeciras Bay. *Environmental Monitoring and Assessment* 116: 345-361.

- Guevara-Riba, A., Sahuquillo, R. Rubio and G. Rauret, 2004. Assessment of metal mobility in dredged harbour sediments from Barcelona, Spain, *Science of the Total Environment* 321 (2004), pp. 241–255.
- Gutiérrez, F. 2006. Estado de conocimiento de especies invasoras. Propuesta de lineamientos para el control de los impactos. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. p.156.
- Guzmán, H.M., Burns, K.A. y Jackson, J.B.C. 1994. Injury, regeneration and growth of Caribbean reef corals after a major oil spill in Panama. *Marine Ecology Progress Series*, 105: 231-241.
- Graham, M. H., 2004. Effects of local deforestation on the diversity and structure of southern California giant kelp forest food webs. *Ecosystems*, 7: 341-357.
- Grandfils, R. and Vega, R.,1982. Il genere *Patella* lungo la costa di Malaga (Spagna). *Conchiglie*, 14: 6–8.
- Gray, J.S., Wu, R.S. and Or, Y.Y. 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Marine Ecology Progress Series*, 238: 249-279.
- Green, R. H. 1979. Sampling design and statical method for environmental biologists. Wiley, Nueva York. In Zavala, J. A. 1986. Introducción al enfoque multivariado en estudios de vegetación. INIREB, México 59 p.
- Gross, L. J. 1982. Photosynthetic dynamics in varying light environments: a model and its application to whole leaf carbon gain. *Ecology* 63:84-93.
- Haapkylä, J., Ramade, F. y Salvat, B. 2007. Oil pollution on coral reefs: a review of the state of knowledge and management needs. *Vie et Milieu*, 57 (1/2): 91-107.

- Häder, D. and Figueroa, F. L. 1997. Photoecophysiology of marine macroalgae. *Photochemistry and Photobiology* 66: 1-14.
- Häder, D. P., Richter, P. R., Villafañe, V. E. and Helbling E. W., 2014. Influence of light history on the photosynthetic and motility responses of *Gymnodinium chlorophorum* exposed to UVR and different temperatures. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology* 138: 273–281
- Haedrich, R. L. and S. M. Barnes, 1997. Changes over time of the size structure in an exploited shelf fish community. *Fisheries Research* 31: 229_239
- Hall, L., Anderson, R., 1999. A deterministic ecological risk assessment for copper in European saltwater environments. *Marine Pollution Bulletin* 26, 365–373.
- Hartnoll, R. G. and S. J. Hawkins, 1985. Patchiness and fluctuations on moderately exposed rocky shores. *Ophelia* 24: 53–63.
- Harries, D.B., Harrow, S., Wilson, J.R., Mair, J.M. and Donnan, D.W. 2007. The establishment of the invasive alga *Sargassum muticum* on the west coast of Scotland: a preliminary assessment of community effects. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 87 (5): 1057-1067.
- Harness, (Ramsdell JS, Anderson DM, Glibert PM, editores). 2005. Harmful algal research and response: a national environmental science strategy 2005-2015. Washington D.C.: Ecological Society of America. p. 96.
- Harvell, D., Kim, K., Quirolo, C., Weir, J. and Smith, G. 2001. Coral bleaching and disease: contributors to 1998 mass mortality in *Briareum asbestinum* (Octocorallia, Gorgonacea). *Hydrobiologia*, 460: 97-104.
- Hawkins S.J. and Hartnoll R.G., 1983. Algal grazing by marine invertebrates, *Oceanogr. Mar. Biol., Ann. Rev.* 21, 195–282 pp.

- Hawkins, S.J., Southward, A.J. and Barrett, R.L.,1983. Population structure of *Patella vulgata* during succession on rocky shores in South-West England. Acta Ocean. Special No.: 103-107.
- Haynes D, Loong D., 2002. Antifoulant (butyltin and copper) concentrations in sediments from the Great Barrier Reef World Heritage Area, Australia. Environ Pollut 120:391–6.
- Herbert, D.A., Rastetter, E.B., Shaver, G.R. and Agren, G.I.. 1999. Effects of plant growth characteristics on biogeochemistry and community composition in a changing climate. Ecosystems, 2: 367-382.
- Hilborn, R., Trevor, A.B., Ernst, B., Magnusson, A., Minte-Vera, C.V., Scheuerell, M.D. and Valero, J.L. 2003. State of the world's fisheries. Annual Review of Environment and Resources, 28: 359-99.
- Hiscock, K.,1985. Aspects of the ecology of rocky sublittoral areas. In: Moore, P. G , Seed, R (eds.) The ecology of rocky coasts. Hodder and Stoughton, London, Sydney, Auckland, Toronto, p. 290-328
- Hiscock, k. and Mitchell, R., 1980. The description and classification of sublittoral epibenthic ecosystems. Pp. 323-370 in: Price,J . H., D. E. G. Irvineand W. F. Farnham(E ds) *The shore c>nvironnrrzenr* (Volume 2: Ecosystems). Academic Press, London. 945 pp.
- Hochachka, P.W. and Somero, G.N., 2002. *Biochemical Adaptation: Mechanism and Process in Physiological Evolution*. Oxford University Press, New York.
- Hoff, R. 2010. Oil spills in mangroves: planning and response considerations. NOAA National Oceanic and Atmospheric Administration. p. 70.
- Holdway D.A., 1996. The role of biomarkers in risk assessment, Human and Ecological Risk Assessment **2**, pp. 263–267.

- Holt, R.D., 1984. Spatial heterogeneity, indirect interactions, and the coexistence of prey species. *Am. Nat.*, Vol. 124, pp. 377-406.
- Huang, Z., Brooke, B.P., Harris, P.T., 2011. A new approach to mapping marine benthic habitats using physical environmental data. *Continental Shelf Research* 31, S4–S16.
- Hutchinson, G.E. and MacArthur, R.H. 1959. A theoretical ecological model of size distributions among species of animals. *American Naturalist* 93(869):117-125.
- Ingle, R.M., 1952. Studies on the effect of dredging operations upon fish and shellfish. Florida State Board of Conservation, St. Petersburg, Florida, Technical Series No. 5
- IPIECA (International Petroleum Industry Environmental Conservation Association). 1993. Biological impacts of oil pollution: mangroves. London: Ipieca Report Series, Vol. IV.
- Irving, A., and S. Connell. 2002. Sedimentation and light penetration interact to maintain heterogeneity of subtidal habitats: algal versus invertebrate dominated assemblages. *Marine Ecology Progress Series* 245:83–91.
- Israel, A. 1995. Determinación de producción primaria en macroalgas marinas. En: Alveal K, ME Ferrario, EC Oliveira and E Sar (eds) *Manual de Métodos Ficológicos*: 397-416. Universidad de Concepción, Concepción, Chile.
- Jackson, J.B.C., Kirby, M.X., Berger, W.H., Bjorndal, K.A., Botsford, L.W., Bourque, B.J., Bradbury R.H., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J.A., Hughes, T.P., Kidwell, S., Lange, C.B., Lenihan, H.S., Pandolfi, J.M., Peterson, C.H., Steneck, R.S., Tegner, M.J., Warner, R.R., 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293: 629–638 pp.

- Janssen M, Wijffels R, von Stockar U (2007) Biocalorimetric monitoring of photoautotrophic batch cultures. *Thermochim Acta* 458:54–64
- Jenner, H.A., Taylor, C.J.L., Donk, M. and van Khalanski, M., 1997. Chlorination by products in chlorinated cooling water of some European coastal power station. *Marine Environmental Research* 43, 279–293.
- Jenkins, S.R., 2005. Larval habitat selection, not larval supply, determines settlement patterns and adult distribution in two chthamalid barnacles. *J Anim Ecol* 74:893– 904
- Johnson, M.P., Frost, N.J., Mosley, M.W.J., Roberts, M.F., Hawkins, S.J., 2003. The area-independent effects of habitat complexity on biodiversity vary between regions. *Ecol. Lett.* 6, 126–132.
- Jones, W.E., Bennell, S.J., Beveridge, C., McConnell, B, Mack-Smith, S., Mitchell, J. and Fletcher, A., 1980, 'Methods of data collection and processing in rocky intertidal monitoring', in: J.H. Pryce, D.E.G. Irvine and W.F. Farnham (eds), *The Systematics Association Special Volume. The Shore Environment: Methods*, Academic Press, London, England, 137-170 pp.
- Jones, G. and Candy, S., 1981. Effects of dredging on the macrobenthic infauna of Botany Bay. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 32(3):379-398 pp.
- Jones C.G., Lawton, J.H. and Shachak, M., 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* **69**, pp. 373–386.
- Jonsson, P.R., Granhag, L., Moschella, P.S., Aberg, P., Hawkins, S.J., Thompson, R.C., 2006. Interactions between wave action and grazing control the distribution of intertidal macroalgae. *Ecol* 87:1169–1178.

- Jordanova A., Strezov A., Ayranov M., Petkov N. and Stoilova T., 1999. Heavy metal assessment in algae, sediments and water from the Bulgarian Black Sea coast. *Water Science and Technology* Vol 39 No 8 207–212 pp.
- Kalogeropoulos N., M. Scoullou, M. Vassilaki-Grimani And A.P. Grimanis. 1989. Vanadium in particles and sediments of the northern Saronikos gulf, Greece. *The Science of the Total Environment*, 79 241 252.
- Karlson, R., 1978. Predation and space utilisation patterns in a marine epifaunal community. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 31, 225–239.
- Karlson, K., Rosenberg, R. and Bonsdorff, E. 2002. Temporal and spatial large-scale effects of eutrophication and oxygen deficiency on benthic fauna in Scandinavian and Baltic waters - a review. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 40: 427-489.
- Keeling, R.F., Körtzinger, A. and Gruber, N. 2010. Ocean deoxygenation in a warming world. *Annual Review of Marine Science*, 2: 199-229.
- Kenny A.J., Rees H.L. 1996. The effects of marine gravel extraction on the macrobenthos: results 2 years post-dredging. *Marine Pollution Bulletin*;32:615-622.
- Klugh, A. B., and J. R. Martin, 1927. The growth-rate of certain marine algae in relation to depth of submergence. *Ecology*, 8: 221-231
- Kendrick G.C., 1991. Recruitment of coralline crusts and filamentous turf algae in the Galapagos archipelago: effect of simulated scour, erosion and accretion, *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 147, 47-63 pp.
- Kennish, M.J., 1992. *Ecology of Estuaries: Anthropogenic Effects*. Marine Science Series. CRC Press, FL, pp. 398–425.

- Kennish, M.J., 2002. Environmental threats and environmental future of estuaries. *Environmental Conservation* 29, 78–107.
- Kido, J. and Murray, S., 2003. Variation in owl limpet, *Lottia gigantea* population structures, growth rates, and gonadal production on Southern California rocky shores. *Marine Ecology Progress Series*, 257: 111-124.
- Kim, J.H., and R.E. DeWreede., 1996. Effects of size and season of disturbance on algal patch recovery in a rocky intertidal community. *Marine Ecology Progress Series* **133**:217-228.
- Kindig, A. C. and Littler, M. M., 1980. Growth and primary productivity of marine macrophytes exposed to domestic sewage effluents. *Marine Environmental Research* 3, 81–100 pp.
- Kirkman, H., 1989. Growth, density and biomass of *Ecklonia radiata* at different depths and growth under artificial shading off Perth, Western Australia. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 40, 169-177.
- Kirk, M., Esler, D. and Boyd, W.S., 2007. Morphology and density of mussels on natural and aquaculture structure habitats: implications for sea duck predators. *Marine Ecology Progress Series*, 346, 179–187.
- Kostylev, V., Erlandsson, J., Johannesson, K., 1997. Microdistribution of the polymorphic snail *Littorina saxatilis* (Olivi) in a patchy rocky shore habitat. *Ophelia* 47, 1–12.
- Kostylev, V.E., Erlandsson, J., Ming, M.Y. y Williams, G.A 2005. The relative importance of habitat complexity and surface area in assessing biodiversity: Fractal application on rocky shores. *Ecol. Complex.* 2: 272-286.
- Knowler, D. 2005. Reassessing the costs of biological invasion: *Mnemiopsis leidyi* in the Black Sea. *Ecological Economics*, 52: 187-199.

- Krishnakumar, V., Sastry, J.S. and Swamy, G.N., 1991. Implication of thermal discharges into the sea: a review. *Indian J. Environ. Prot.* 11, 525–527.
- Krenkel, P.A., Parker, F.L., 1971. Biological aspects of thermal pollution. *J. Appl. Ecol.* 8, 280–281.
- Kress, N., Herut, B., Galil, B.S., 2004. Sewage sludge impact on sediment quality and benthic assemblages off the Mediterranean coast of Israel—a long-term study. *Marine Environmental Research* 57, 213–233.
- Kruskal, J.B. and Wish, M. (1978), *Multidimensional Scaling*, Sage University Paper series on Quantitative Applications in the Social Sciences, 07–011, Beverly Hills and London: Sage Publications.
- Kuffner, I.B. and Paul, V.J. 2004. Effects of the benthic cyanobacterium *Lyngbya majuscula* on larval recruitment of the reef corals *Acropora surculosa* and *Pocillopora damicornis*. *Coral Reefs*, 23: 455-458.
- Kullenberg, G., 2001. Contributions of marine and coastal area research and observations towards sustainable development of large cities. *Ocean and Coastal Management* 44, 283–291.
- Kurihara, H. and Shirayama, Y. 2004. Effects of increased atmospheric CO₂ on sea urchin early development. *Marine Ecology Progress Series*, 274: 161-69.
- LaBarbera, M., 1989. Analyzing body size as a factor in ecology and evolution. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 20, 97–117.
- Lam, N.W.Y., Huang, R. and Chan, B.K.K. (2009) Variations in intertidal assemblages and zonation patterns between vertical artificial seawalls and natural rocky shores: a case study from Victoria Harbour, HongKong. *Zoological Studies*, 48, 184–195.

- Lambert, C.C., and Lambert, G., 2003. Persistence and differential distribution of nonindigenous ascidians in harbors of the Southern California Bight. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 259, 145–161
- Landsberg, J.H., Balazs, G.H., Steidinger, K.A., Baden, D.G., Work, T.M. and Russell, D.J. 1999. The potential role of natural tumor promoters in marine turtle fibropapillomatosis. *Journal of Aquatic Animal Health*, 11: 199-210.
- Langford, T.E.L., 1990. *Ecological Effects of Thermal Discharges*. Elsevier Applied Science, London, UK.
- Lardicci, C., Rossi, F., Maltagliati, F., 1999. Detection of thermal pollution: variability of benthic communities at two different spatial scales in an area influenced by a coastal power station. *Marine Pollution Bulletin* 38, 296–303.
- Lasiak, T.A. and White, D.R.A., 1993. Microalgal food resources and competitive interactions among the intertidal limpets *Cellana capensis* (Gmelin, 1791) and *Siphonaria concinna* Sowerby, 1824. *S Afr J Mar Sci* 13:97–108
- Laws, E.A., 1993. *Aquatic Pollution – An Introductory Text*. John Wiley and Sons Inc., New York. p. 611.
- Leblanc, K., Quéguiner, B., Barcia, N. Rimmelin, P. Y Raimbault, P., 2003. Silicon cycle in the NW Mediterranean Sea: seasonal study of coastal oligotrophic site. *Oceanologica Acta*. 26. [339-355].
- LeTourneux, F., Bourget, B.E., 1988. Importance of physical and biological settlement cues used at different spatial scales by the larvae of *Semibalanus balanoides*. *Mar. Biol.* 97, 57–66.
- Levin, S. A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73: 1943-1967.

- Levine, H. G., 1984. The use of seaweeds for monitoring coastal waters. In L. E. Shubert (Eds.), *Algae as ecological indicators*. New York: Academic, p. 189 - 210.
- Levring, T., 1966. Submarine light and algal shore zonation. In *Light as an Ecological Factor* (Bainbridge, R. and Evans, C. G. and Raekham, O. Eds.). A symposium of the British Ecological Society. J. Wiley, New York. 452 pages.
- Levitan, D. R., 1991. Influence of body size and population density on fertilization success and reproductive output in a free-spawning invertebrate. *Biological Bulletin* (Woods Hole) 181: 261_268
- Li, B.L., 2000. Fractal geometry applications in description and analysis of patch patterns and patch dynamics. *Ecol. Model.* 132: 33-50.
- Lincoln-Smith, M.P., Hair, C.A. and Bell, J.D., 1994. Man-made rock breakwaters as fish habitats: comparisons between breakwaters and natural reefs within an embayment in southeastern Australia. *Bulletin of Marine Science*, 55, 1344.
- Lindberg, D. R., J. A. Estes, and K. I. Warheit, 1998. Human influences on trophic cascades along rocky shores. *Ecological Applications* 8: 880_890
- Lipiatou, E., Tolosa, I., Simo´, R., Bouloubassi, I., Dachs, J., Marti, S., Sicre, M.A., Bayona, J.M., Grimalt, J.O., Saliot, A., Albaiges, J., 1997. Mass budget and dynamics of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Mediterranean Sea. *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 44, 881-905.
- Little, C. and Kitching J. A., 1996. Chapter 4: Vertical Distribution. En: *The Biology of Rocky Shores*. Oxford University Press, Oxford.
- Littler, M.M., Littler, D.S., Taylor, P.R., 1995. Selective herbivore increases biomass of its prey: a chiton–coralline reef-building association. *Ecology* 76, 1666–1681.

- Littler, M. M. and Murray, S. N., 1975. Impact of sewage on the distribution, abundance and community structure of rocky intertidal macroorganisms. *Marine Biology*, 277–291 pp.
- Littler M.M., Martz D.R. and Littler D.S., 1983. Effects of recurrent sand deposition on rocky intertidal organisms: importance of substrate heterogeneity in a fluctuating environment, *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 11, 129–139 pp.
- Liu, J.H. and Morton, B., 1998. The impacts of pollution on the growth, reproduction and population structure of Hong Kong limpets. *Mar. Pollut. Bull.* 36: 152–158.
- Living Shoreline Summit Steering Committee, 2006. Preface. *Proceedings of the 2006 Living Shoreline Summit, Chesapeake Bay*, CRC Publ. No. 08-164.
- Logue, J., Tiku, P. and Cossins, A.R., 1995. Heat injury and resistance adaptation in fish. *Journal of Thermal Biology* 20, 191–197.
- López-Jamar, E. and J. Mejuto. 1988. Infaunal benthic recolonization after dredging operations in La coruña Bay, NW Spain. *Cah. Biol. Mar.* 29: 37-49.
- López Ruiz J. 2002. El mar: contaminación, características químicas y eutrofización. Miraguano Eds. 251 pp.
- Lotze H.K., Worm B. and Sommer U., 2000. Propagule banks, herbivory and nutrient supply control population development and dominance patterns in macroalgal blooms, *Oikos* 89, 46–58 pp.
- López Gappa, J.J., A. Tablado y N. Magaldi. 1990. Influence of sewage pollution on a rocky intertidal community dominated by the mytilid *Brachidontes rodriguezi*. *Marine Ecology Progress Serie* 63 (2-3): 163-176 pp.

- Lowthion, D., Soulsby, P.G., Houston, M.C.M., 1985. Investigation of a eutrophic tidal basin: Part 1 – Factors affecting the distribution and biomass of algae. *Mar. Environ. Res.* 15, 263–284.
- Lundälv, T., Larsson, C. S. and Axelsson, L., 1986. Long-term trends in algal-dominated rocky subtidal communities on the Swedish west coast-a transitional system? *Hydrobiologia*, 142, 81–95 pp.
- MAACK, T. and RADEMAKER-WOLFF. 2004. Situación ambiental: amenazas y protección. In: Hofrichter, R. (Editor). *El Mar Mediterráneo. Parte I.* [500-523].
- MacArthur, R. H. 1965. Patterns of species diversity. – *Biol. Rev.* 40: 510–533.
- McNair, J.N., 1987. Stability effects of prey refuges with entry-exit dynamics. *J. Theor. Rob.* Vol. 125, pp. 449-464.
- Madsen J., Chambers P., James W., Koch E. and Westlake D., 2001. The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes, *Hydrobiologia* 444, 71–84 pp.
- Mahadevan, S., 1980. A study on the effects of power plant thermal discharges on benthic infaunal communities at Big Bend, Tampa Bay (Florida). *Florida Science* 43, 7.
- Mandelbrot, B.B., 1967. "How Long Is the Coast of Britain? Statistical Self-Similarity and Fractional Dimension", *Science, New Series*, Vol. 156, No. 3775. (May 5, 1967), pp. 636-638.
- Mandelbrot, B.B., 1983. *The Fractal Geometry of Nature*. W.H. Freeman, San Francisco.
- Mann, R.B., 1988. Ten trends in the continuing renaissance of urban waterfronts. *Landsc Urban Plan* 16: 177–199 pp.

- Maranda, L., Corwin, S. and Hargraves, P. 2007. *Prorocentrum lima* (Dinophyceae) in northeastern USA coastal waters II: Toxin load in the epibiota and in shellfish. *Harmful Algae*, 6: 632-641.
- Marquet, P.A., Navarrete, S.A. and Castilla, J.C., 1990. Scaling population density to body size in rocky intertidal communities. *Science* 250, 1125–1127.
- Martins G.M., Amaral A.F., Wallenstein F.M. and Neto A.I., 2009. Influence of a breakwater on nearby rocky intertidal community structure. *Marine Environmental Research* 67 237–245
- Mate, J.L.T., 1997. Experimental responses of Panamanian reef corals to high temperatures and nutrients. In: *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium*. Smithsonian Tropical Research Institute, Panama, pp. 515–520.
- May, V., 1985. Observations on algal floras close to two sewerage outlets. *Cunninghamia* 1(3): 385-394 pp.
- McCarty L.S. and Munkittrick K.R., 1996. Environmental biomarkers in aquatic toxicology: fiction, fantasy, or functional?, *Human and Ecological Risk Assessment* 2, pp. 268–274.
- McCoy, E.D. and Bell, S.S., 1991. Habitat structure: the evolution and diversification of a complex topic. In: Bell SS, McCoy ED Mushinsky HR (eds) *Habitat structure: the physical arrangement of objects in space* Chapman and Hall, New York, p 3-27
- McCune, B. and Mefford, M. J., 1997. PC-ord. Multivariate analysis of ecological data, Mjmm Software Design, Gleneden Beach, USA, 1-47 pp.
- McDonnell, M.J., Pickett, S.T.A., GroVman, P., Bohlen, P., Pouyat, R.V., Zipperer, W.C., Parmelee, R.W., Carreiro, M.M. and Medley, K., 1997. Ecosystem processes

- along an urban-to-rural gradient. *Urban Ecosyst* 1:21–36.
doi:10.1023/A:1014359024275
- McGuinness, K.A. and Underwood, A.J., 1986. Habitat structure and the nature of communities on intertidal boulders. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 104, 97-123
 - McRoy C.P., Lloyd, D.S., 1981. Comparative function and stability of macrophyte-based ecosystems. In: Longhurst, A.R. (Ed.), *Analysis of Marine Ecosystems*. Academic Press, New York, pp. 473–489 pp.
 - Meador, J.P., 1997. Comparative toxicokinetics of tributyltin in five marinespecies and its utility in predicting bioaccumulation and acute toxicity. *Aquatic Toxicology* 37, 307-326.
 - Menconi, M., Benedetti-Cecchi, L., Cinelli, F., 1999. Spatial and temporal variability in the distribution of algae and invertebrates on rocky shores in the northwest Mediterranean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 233, 1–23.
 - Mendoza-González, A. C. and Mateo-Cid, L. E., 1996. Nuevos registros de choreonema thuretii en Oaxaca y titanoderma pustulatum var. Confine (rhodophyta, corallinaceae) en la costa noroccidental de Baja California, Mexico. *Polibotánica*. Núm.1, pp.22-31, ISSN 1405-2768
 - Menge, B. A. 1976. Organization of New England rocky intertidal community: role of predation, competition, and environmental heterogeneity. *Ecological Monographs* 46: 355–393.
 - Menge, B. A., Ashkenas L. R. and A. Matson, 1983. Use of artificial holes in studying community development in cryptic marine habitats in a tropical rocky intertidal region. *Mar. Biol.*, Vol. 77, pp. 128-141.

- Menge, B. A., and J. Lubchenco. 1981. Community organization in temperate and tropical rocky intertidal habitats: prey refuges in relation to consumer pressure gradients. *Ecological Monographs* **51**:429–450.
- Menge B.A. and Sutherland J.P., 1976. Species diversity gradients: the roles of predation, competition and temporal heterogeneity, *Am. Nat.* 110, 351–369 pp.
- Menge B.A. and Sutherland J.P., 1987. Community regulation: variation in disturbance, competition, and predation in relation to environmental stress and recruitment, *Am. Nat.* 130, 730–757 pp.
- Mercurio, P., Negri, A.P., Burns, K.A. y Heyward, A.J. 2004. The ecotoxicology of vegetable versus mineral based lubricating oils: 3. Coral fertilization and adult corals. *Environmental Pollution*, 129: 183-194.
- Meyer, K.M. and Kump, L.R. 2008. Oceanic euxinia in earth history: causes and consequences. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 36: 251-288.
- Michener, W.K., Blood, E.R., Bildstein, K.L., Brinson, M.M. and Gardner, L.R., 1997. Climate change, hurricanes and tropical storms, and rising sea level in coastal wetlands. *Ecological Applications*, 7, 770–801.
- Montgomery, H.A.C., Soulsby, P.G., Hart, I.G. and Wright, S.L., 1985. Investigation of a eutrophic tidal basin, Part 2. Nutrients and environmental aspects. *Mar. Environ. Res.*, 15: 285-302.
- Moran, M. A. and Zepp, R. G. 1997. Role of photoreactions in the formation of biologically labile compounds from dissolved organic matter. *Limnol. Oceanogr.* 42: 1307-1316.
- Morgan III., R.P., Carpenter, E.J., 1978. Biocides. In: Schubel, J.R., Marcy, Jr., B.C. (Eds.), *Power Plant Entrainment—A Biological Assessment*. Academic Press, Inc., New York, pp. 96–113.

- Moreira, J., 2006 Patterns of occurrence of grazing mollusks on sandstone and concrete seawalls in Sydney Harbour (Australia). *Molluscan Res* 26:51–60.
- Moreira J., Chapman M.G. and Underwood A.J., 2006. Seawalls do not sustain viable populations of limpets. *Marine Ecology Progress Series* 322: 179–188
- Moreno, D. and Arroyo, M. C., 2008. *Cymbula nigra* (da Costa, 1771). In: *Libro rojo de los invertebrados de Andalucía*: 301–309 (J. M. Barea–Azcon, E. Ballesteros and D. Moreno, Eds.). Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- Morse, D. R., Lawton, J. H., Dodson, M. M. and M. H. Williamson. 1985. Fractal dimension of vegetation and the distribution of arthropod body lengths. *Nature*, 314, 731–733.
- Moschella, P.S., Abbiati, M., Åberg, P., Airolidi, L., Anderson, J.M., Bacchiocchi, F., Bulleri, F., Dinesen, G.E., Frost, M., Gacia, E., Granhag, L., Jonsson, P.R., Satta, M.P., Sundelof, A., Thompson, R.C., Hawkins, S.J., 2005. Low-crested coastal defence structures as artificial habitats for marine life: using ecological criteria in design. *Coastal Engineering* 52, 1053–1071.
- Moss, B., Mercer, S., Shearer, A., 1973. Factors affecting the distribution of *Himantalia elongata* (L.) S.F. Gray on the north-east coast of England. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 1, 233–243.
- Mullon, C., Fréon, P. and Cury, P. 2005. The dynamics of collapse in world fisheries. *Fish and Fisheries*, 6: 111–120.
- Munda, I. M., 1993. Changes and degradation of seaweed stands in the Northern Adriatic. In *Proceedings of 14th International Seaweed Symposium* eds. A. R. O. Chapman, M. T. Brown and M. Lahaye, pp. 239–253 pp.

- Muniz P., Danulat E., Yannicelli B., García-Alonso J., Medina G., Bicego M.C. 2004. Assessment of contamination by heavy metals and petroleum hydrocarbons in sediments of Montevideo Harbour (Uruguay). *Environment International* 29 1019–1028.
- Murcia C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends Ecol. Evol.* 10:58–62
- Murray, N. S. and Littler, M. M., 1977. Seasonal analyses of stand stock and community structure of macroorganisms. In *Influence of Domestic Wastes on the Structure and Energetics of Intertidal Communities near Wilson Cove, San Clemente Island*, eds. M. M. Littler and N. S. Murray, 7–32 pp.
- Murray, N. S. and Littler, M. M., 1978. Patterns of algal succession in a perturbed marine intertidal community. *J. Phycol.* 14, 506–512 pp.
- Murray S. N., 2002. Designing Rocky Intertidal Monitoring and Impact Field Studies: a Brief Overview. *Methods for Performing Monitoring, Impact, and Ecological Studies on Rocky Shores*. U.S. Department of the Interior Minerals Management Service Pacific OCS Region. 9-21 pp.
- Murray, S. N., Ambrose, R. F., Dethier, M. N., 2002. *Methods for performing monitoring, impact, and ecological studies on rocky shores*. U.S. Dept. of the Interior, Minerals Management Service, Pacific OCS Region.
- Muus, B. J. (1968): A field method for measuring "exposure" by means of plaster halls. *SAR\$IA*, 34, 61-68.
- Myers, R.A. and Worm, B. 2003. Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature*, 423: 280.

- Naranjo, S.A., Carballo, J.L. and García-Gómez, J.C., 1996. Effects of environmental stress on ascidian populations in Algeciras Bay (southern Spain). Possible marine bioindicators?, Mar. Ecol. Prog. Ser. 144, 119-131 pp.
- Negri, A.P. y Heyward, A.J. 2000. Inhibition of fertilization and larval metamorphosis of the coral *Acropora millepora* (Ehrenberg, 1834) by petroleum products. Marine Pollution Bulletin, 41: 420-427.
- Neushul, M., 1967. Studies of subtidal marine vegetation in western Washington. *Ecology* 48: 83-94.
- Newell, R.C., Seiderer, L.J. and Hitchcock, D.R., 1998. The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the seabed. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 36, 127-178 pp.
- North, W. J., Stephens, G. C. and North, B. B., 1972. Marine algae and their relations to pollution problems. In *Marine and Sea Life*, ed. M. Ruivo, 330–340 pp.
- Ocaña, T. and Fa, D., 2003. Microalgal availability and its consumption by *Siphonaria pectinata* (Linné, 1758) on a rocky shore. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 19: 65-73.
- OCEANA. 2004. Océanos en peligro.: <http://eu.oceana.org/es/eu/prensa-y-publicaciones/publicaciones/informes/oceanos-en-peligro>.
- Odum E.P., 1985. Trends expected in stressed ecosystems. *BioScience* **35**, pp. 419–422 pp.
- Öhman, M.C., Rajasuriya, A., 1998. Relationships between habitat structure and fish communities on coral and sandstone reefs. *Environmental Biology of Fishes* 49, 45–61.

- Orfanidis S., Panayotidis, P. and Stamatis, N., 2001. Ecological evaluation of transitional and coastal waters: a marine benthic macrophytes-based model. *Mediterranean Mar. Res.* **2** 2, pp. 45–65 pp.
- Orlic, I., Tang, S.M., 1999. Elemental depth profiles in marine sediments of Singapore coastal waters. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research* 150, 291–297.
- Ortega S, 1985. Competitive interactions among tropical intertidal limpets. *J Exp Mar Biol Ecol* 90:11–25
- Oviatt, C.A., C.D. Hunt, G.A. Vargo and K.W. Kopchynski, 1981. Simulation of a storm event in marine microcosms. *J. Mar. Res.* **39**: 605-626 pp.
- Owen, R.B., Sandhu, N., 2000. Heavy metal accumulation and anthropogenic impacts on Tolo Harbour, Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin* 40, 174–180.
- Pal P, Hodgson AH, 2004. Reproductive seasonality and simultaneous hermaphroditism in two species of *Siphonaria* (Gastropoda: Pulmonata) from the southeast coast of South Africa. *J Molluscan Stud* 71:33–40
- Parmesan, C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 37: 637-669.
- Pearson, T.H., 1976. A Comparative Study of the Effects on the Marine Environment of Wastes from Cellulose Industries in Scotland and Sweden., University of Victoria: QH540 A52. *Ambio* 5(2): 77-79 pp.
- Peerzada, N. and Rohoza, W., 1989. Some heavy metals in sediments from Darwin Harbour, Australia. *Marine Pollution Bulletin* 20, 91–92.
- Pérès, M. and Picard, J. 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Trav. Station Mar. Endoume*, 41 (47): 1-137.

- Peerzada, N., Rohoza, W., 1989. Some heavy metals in sediments from Darwin Harbour, Australia. *Marine Pollution Bulletin* 20, 91–92.
- Pempkowiak, J., Sikora, A., Biernacka, E., 1999. Speciation of heavy metals in marine sediments vs their bioaccumulation by mussels. *Chemosphere* 39, 313–321.
- Perkol-Finkel, S. and Y. Benayahu, 2007. Differential recruitment of benthic communities on neighboring artificial and natural reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 340: 25_39
- Perkol-Finkel, S. and Benayahu, Y., 2004. Community structure of stony and soft corals on vertical unplanned artificial reefs in Eilat (Red Sea): comparison to natural reefs. *Coral Reefs*, 23, 195–205.
- Pesch CE and Morgan D, 1978. Influence of sediment in copper toxicity test with the polychaete, *Neanthes arenaceodentata*. *Water Res.* 12: 747-751.
- Peters, R.H., 1983. The Ecological Implications of Body Size. Cambridge University Press, Cambridge, 329 pp.
- Petrosillo, I., Zaccarelli, N., Semeraro, T., Zurlini, G., 2009. The effectiveness of different conservation policies on the security of natural capital. *Landscape and Urban Planning* 89, 49–56.
- Phillips, D.J.H., Richardson, B.J., Murray, A.P., Fabris, J.G., 1992. Trace metals, organochlorines and hydrocarbons in Port Phillip Bay, Victoria:a historical review. *Marine Pollution Bulletin* 25, 5–8.
- PIANC, 1997. (Permanent International Association of Navigation Congresses). Dredged Material Management Guide. Special Report of the Permanent Environmental Commission. Supplement to Bulletin n- 96.

- PIANC, 1999. (Permanent International Association of Navigation Congresses). Environmental Management Framework for Ports and related Industries. Reports of Working Group 4 of the Permanent Commission. PIANC, Brussels (Belgium).
- Pielou, E.C., 1975. Ecological diversity. John Wiley and Sons, New York
- Pielou, E.C., 1966. 'The measurement of diversity in different types of biological collections', J. Theor. Biol. 13, 131-144 pp.
- Pinn, E.H., Mitchell, K. and Corkill, J., 2005. The assemblages on groynes in relation to substratum age aspect and microhabitat. Estuarine Coastal and Shelf Science 62, 271–282.
- Pister, B. (2009) Urban marine ecology in southern California: the ability of riprap structures to serve as rocky intertidal habitat. Marine Biology, 156, 861–873.
- Poiner, I.R. and Kennedy, R., 1984. Complex patterns of change in the macrobenthos of a large sandbank following dredging. I Community analysis. Marine Biology 78: 335-352 pp.
- Poornima, E.H., Rajadurai, M., Rao, T.S., Anupkumar, B., Rajamohan, R., Narasimhan, S.V., Rao, V.N.R. and Venugopalan, V.P., 2005, Impact of thermal discharge from a tropical coastal power plant on phytoplankton. *Journal of Thermal Biology*, **30**, 307–316.
- Posey, M.H., Ambrose, W.G., 1994. Effects of proximity to an offshore hard-bottom reef on infaunal abundances. Marine Biology, 118: 745-753.
- Power M., 1997. Assessing the effects of environmental stressors on fish populations, Aquatic Toxicology **39**, pp. 151–169 pp.

- Pratihary, A.K., Naqvi. S.W.A., Naik, H., Thorat, B.R., Narvenkar, G., Manjunatha, B.R. Y Rao, V.P., 2009. Benthic fluxes in a tropical Estuary and their role in the ecosystem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 85: 387-398 pp.
- Preston B.L., 2002. Indirect effects in aquatic ecotoxicology: implications for ecological risk assessment, *Environmental Management* **29**, pp. 311–323.
- Prudente, M.S., Ichihashi, H., Tatsukawa, R., 1994. Heavy metal concentrations in sediments from Manila Bay, Philippines and inflowing rivers. *Environmental Pollution* 86, 83–88.
- Qian, S., Chen, H., Zhao, X., Zhang, Q., 1993. A study of the effect of thermal pollution on seaweeds. *Journal Ocean University of Qingdao* 23, 22–34.
- Quinn GP, 1988. Ecology of the intertidal pulmonate limpet *Siphonaria diemenensis* Quoy and Gaimard. I. Population dynamics and availability of food. *J Exp Mar Biol Ecol* 117: 115–136
- Rabalais, N.N., Harper, Jr. D.E. and Turner RE. 2001. Responses of nekton and demersal and benthic fauna to decreasing oxygen concentrations. *Coastal and Estuarine Studies*, 58: 115-128.
- Rahbek, C. and Graves, G.R., 2001. Multiscale assessment of patterns of avian species richness. *Proc. Natl. Acad. USA*. 98: 4534-4539.
- Raffaelli, D. and S. Hawkins, 1996. *Intertidal Ecology*. Chapman and Hall, London.
- Rebele, F., 1994. Urban ecology and special features of urban ecosystems. *Glob Ecol Biogeogr Lett* 4:173–187. doi:10.2307/ 2997649
- Reed D.C., 2000. Microecology of macroalgal blooms, *J. Phycol.* 36, 1–2 pp.

- Reed, D. C., S. C. Schroeter, and D. Huang. 2006. An experimental investigation of the use of artificial reefs to mitigate the loss of giant kelp forest habitat. Publication No. T-058. California Sea Grant College Program, University of California, San Diego, California, USA.
- Reed, D.C., Foster, M.S., 1984. The effects of canopy shading on algal recruitment and growth in a giant kelp forest. *Ecology* 65, 937-948.
- Rejmánková, E. and Komárková, J. 2005. Response of cyanobacterial mats to nutrient and salinity changes. *Aquatic Botany*, 8: 87-107.
- Renault L. and Moueza M., 1971. Contribution a l'étude de *Patella safiana* Lamarck. *Haliotis*, 1, 19–20.
- Rilov, G. and Benayahu, Y., 2000. Fish assemblage on natural versus vertical artificial reefs: the rehabilitation perspective. *Marine Biology*, 136, 931–942.
- Rivera–Ingraham, G. A., 2010. Biología de la conservación de especies de patélidos en el umbral Atlántico–Mediterráneo. Tesis doctoral, University of Seville.
- Rivera–Ingraham, G. A., Espinosa, F. and García–Gómez, J. C., 2011. Present status of the endangered limpet *Cymbula nigra* (Gastropoda, Patellidae) in Ceuta: how do substrate heterogeneity and area accessibility affect population structure? *Animal Biodiversity and Conservation* 34.2
- Roberts, C.M., Ormond, R.F.G., 1987. Habitat complexity and coral reef fish diversity and abundance on Red Sea fringing reefs. *Marine Ecology Progressive Series* 41, 1–8.
- Robinson J.E., Newell R.C., Seiderer L.J. and Simpson N.M., 2005 Impacts of aggregate dredging on sediment composition and associated benthic fauna at an offshore dredge site in the southern North Sea. *Marine Environmental Research*, 60, 51–68.

- Robles, R. (2007). Conservación y desarrollo sostenible del Mar de Alborán: elementos estratégicos para su futura gestión. Centro de Cooperación para el Mediterráneo. Unión Mundial para la Naturaleza.
- Rogers, H.R., 2002. Assessment of PAH contamination in estuarine sediments using the equilibrium partitioning-toxic unit approach. *Science of the Total Environment* 290, 139-155.
- Rochet, M. J. and V. M. Trenkel, 2003. Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 86_99
- Rubal, M., Veiga, P., Cacabelos, E., Moreira, J. and Sousa-Pinto, I., 2013. Increasing sea surface temperature and range shifts of intertidal gastropods along the Iberian Peninsula. *Journal of Sea Research* . 77: 1-10.
- Ruiz F. 2001. Trace metals in estuarine sediments from the southwestern Spanish coast. *Mar Pollut Bull* 42:482–90.
- Russ, G.R., 1980. Effects of predation by fishes, competition, and structure complexity of substratum on the establishment of a marine epifaunal community. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, Vol. 42, pp. 55-69.
- Russell, G., Hawkins, S.J., Evans, L.C., Jones, H.D. and Holmes, G.D., 1983. Restoration of a disused dock basin as a habitat for marine benthos and fish. *Journal of Applied Ecology*, 20, 43–58.
- Ruth, M., B. Davidsdottir and A. Amato, 2004: Climate change policies and capital vintage effects: the case of U.S. pulp and paper, iron and steel, and ethylene, *J. Environ. Manage.*, **70**, 235–252.

- Sánchez-Arcilla, A., Cáceres, I., González, D., Sierra, J., P. and Escutia, R., 2002. Water Renovation In Harbour Domains. The Role Of Wave And Wind Conditions. Coastal Engineering. World Scientific Publishing Co. Pte. Ltd. 1267-1278pp.
- Sanchez Moyano, J. E., Estacio Gil, F. J., García Adiego, E. M, Garcia Gomez, J. C., 2004. Dredging Impact on the Benthic Community of an Unaltered Inlet in Southern Spain. *Helgoland marine research (Print)*. Vol. 58. Núm. 1. Pag. 32-39
- Sánchez-Moyano, J.E., Estacio, F., García-Adiego, E.M. and García-Gómez, J.C., 2000a. The molluscan epifauna of the alga *Halopteris scoparia* in Southern Spain as a bioindicator of coastal environmental conditions. *J. Moll. Stud.* 66, 431-448 pp.
- Sánchez-Moyano, J.E., García-Adiego, E.M., Estacio, F. and García-Gómez, J.C., 2000b. Effect of environmental factors on the spatial distribution of the epifauna of the alga *Halopteris scoparia* in Algeciras Bay, Southern Spain, *Aquatic Ecol.* 34, 355-367.
- Sánchez-Moyano, J.E. and García-Gómez, J.C., 1998. The arthropod community, especially Crustacea, as a bioindicator in Algeciras Bay (Southern Spain) based on a spatial distribution, *J. Coastal Res.* 14, 1119-1133 pp.
- Sanger, D.M., Holland, A.F. and Gainey, C., 2004. Cumulative impacts of dock shading on *Spartina alterniflora* in South Carolina estuaries. *Environmental Management* 33, 741–748.
- Sans, F.X., Escarre', J., Lepart, J. and Hopkins, F., 2002. Positive vs. negative interactions in *Picris hieracioides* L., a mid-successional species of Mediterranean secondary succession. *Plant Ecology* 162, 109–122.
- Santelices, B., Ojeda, F.P., 1984. Effects of canopy removal on the understorey algal community structure of coastal forests of *Macrocystis pyrifera* from southern South America. *Marine Ecology Progress Series* 14, 165-173.

- SASEMAR, 2007: Informe anual. Ministerio de Fomento. Madrid.
- Saunders, R.J. and Connell, S.D., 2001. Interactive effects of shade and surface orientation on the recruitment of spirorbid polychaetes. *Austral Ecology* 26(1): 109 - 115.
- Schiel D.R., Wood S.A., Dunmore R.A. y Taylor D.I., 2006. Sediment on rocky intertidal reefs: Effects on early post-settlement stages of habitat-forming seaweeds. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* V. 331, Issue 2, 158-172 pp.
- Schiff K., Brown J., Diehl D. and Greenstein D. 2007. Extent and magnitude of copper contamination in marinas of the San Diego region, California, USA. *Marine Pollution Bulletin* 54, 322–328
- Schiff, K., Diehl, D., Valkirs, A., 2004. Copper emissions from antifouling paint on recreational vessels. *Marine Pollution Bulletin* 48, 371–377.
- Schluter, D. and Ricklefs, R.E., 1993. Convergence and the regional component of species diversity. In: *Species Diversity in Ecological Communities. Historical and Geographical Perspectives* (eds Ricklefs, R.E. and Schluter, D.). University of Chicago Press, Chicago, IL, pp. 230–242.
- Schintu M, and Degetto S., 1999. Sedimentary records of heavy metals in the industrial harbour of Portovesme, Sardinia (Italy). *Sci Total Environ* 241:129 –141
- Schmid, P. E., Tokeshi M. and J. M. Schmid-Araya, 2000. Relationship between population density and body size in stream communities. *Science* 289: 1157–1160.
- Schmitt, J., and R. D. Wulff. 1993. Light spectral quality, phytochrome and plant competition. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 47–51
- Schubel, J.R., Marcy, Jr., B.C. (Eds.), 1978. *Power Plant Entrainment—A Biological Assessment*. Academic Press, Inc., New York, pp. 19–189.

- Seapy, R. R., 1966. Reproduction and growth in the _le limpet, *Acmaea limatula* Carpenter, 1864 (Mollusca: Gastropoda). *Veliger* 8: 300_310
- Sebens, K. P. 1991. Habitat structure and community dynamics in marine benthic systems. *In* Habitat structure: the physical arrangement of objects in space, S. S. Bell, E. D. McCoy y H. R. Mushinsky (eds.). Chapman and Hall, New York. p. 211-234.
- Sellner, K.G., Doucette, G.J. and Kirkpatrick, G.J. 2003. Harmful algal blooms: causes, impacts and detection. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, 30: 383-406.
- Shannon, C.E and Weaver, W., 1963. The matematical theory of comunicaciones. University of Illinois Press, Urbana, Illinois. 117 p.
- Sherk, J. A., 1972. Current status of the knowledge of the biological effects of suspended and deposited sediments in Chesapeake Bay, *Chesapeake Science* 13, 137-144 pp.
- Short, F.T. and Burdick, D.M., 1996. Quantifying eelgrass habitat loss in relation to housing development and nitrogen loading in Waquoit Bay, Massachusetts. *Estuaries* 19, 730–739.
- Silén L. and Jansson B. O. 1972. Occurrence of *Electra crustulenta* (Bryozoa) in relation to light. *Oikos* 23, 59-62.
- Simpson, G.G., 1964. Species density of North American recent mammals. *Syst Zool* 13:57-73
- Sneath, P. H. A. and Sokal, R. R., 1973. Numerical taxonomy. The principles and practice of numerical classification, WH Freeman and Company, San Francisco, 1-573 pp.

- Somero, G.N., (2002) Thermal physiology and vertical zonation of intertidal animals: optima, limits, and costs of living. *Integr Comp Biol* 42:780–789
- Smith, S.D.A. and Rule, M.J., 2001. "The Effects of Dredge-Spoil Dumping on a Shallow Water Soft-Sediment Community in the Solitary Islands Marine Park, NSW, Australia", *Marine Pollution Bulletin*, vol. 42, no. 11, pp. 1040-1048.
- Somlyódy L. y Koncsos L., 1991. Influence of sediment resuspension on the light conditions and algal growth in Lake Balaton. *Ecol. Model.* 57, 173-192 pp.
- Sospedra Ciscar, J. (2010). Flujos de nutrientes a través de la interfase sedimento-agua en fondos de arenas finas y su relación con los factores físico-químicos del sedimento. Universidad Politécnica de Valencia. <http://hdl.handle.net/10251/11387>
- Southward, A.J. and Orton, J.H., 1954. The effects of wave-action on the distribution and numbers of the commoner plants and animals living on the Plymouth Breakwater. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 33, 1–19.
- Southwood, T.R.E., 1977. Habitat, the templet for ecological strategies? / *Anim. Ecol.*, 46, 337–365.
- Southwood, T.R.E., 1977. Habitat, the templet for ecological strategies? / *Anim. Ecol.*, 46, 337–365.
- Spencer K.L. 2002. Spatial variability of metals in the inter-tidal sediments of the meadway estuary, KENT, UK. *Mar Pollut Bull* 44:933–44.
- Stachowicz, J.J., Fried, H., Osman, R.W., Whitlatch, R.B., 2002. Biodiversity, invasion resistance, and marine ecosystem function: reconciling pattern and process. *Ecology* 83, 2575–2590.

- Stephenson, W., Cook, S.D. and Newlands, S.J., 1978. The macrobenthos of the Middlebanks area of Moreton Bay. Mem. Qd Mus. 18: 185-212 pp.
- Stephenson T.A. and Stephenson A., 1949. The universal features of zonation between tide-marks on rocky coasts, J. Ecol. 37, 289–305 pp.
- Stewart J.G., 1983. Fluctuations in the quantity of sediments trapped among algal thalli on intertidal rock platforms in southern California, J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 73, 205–211 pp.
- Stielow S. and Ballantine D.L. 2003. Benthic cyanobacterial, *Microcoleus lyngbyaceus*, blooms in shallow, inshore Puerto Rican seagrass habitats, Caribbean Sea. Harmful Algae, 2: 127-133.
- Stockner, J.G., 1967. The ecology of the Ohanapecosh hot springs, Mount Rainier National Park, Washington. Ph.D. Thesis, Univ. Washington, Seattle.
- Stronkhorst J., 2003. Ecotoxicological effects of Dutch harbour sediments. The development of an effects-based assessment framework to regulate the disposal of dredged material in coastal waters of the Netherlands. PhD thesis. Vrije Universiteit, Institute for Coastal and Marine Management, RIKZ.
- Stronkhorst, J., Van Hattum, B., 2003. Contaminants of concern in Dutch marine harbor sediments. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 45, 306-316.
- Suárez de Vivero, J.L. and Martínez, I. 2007. La política marítima y la planificación espacial. Aplicación metodológica al arco atlántico-mediterráneo (Golfo de Cádiz y mar de Alborán). Proyecto MEC (SEJ2007-66487/GEOG). Informe 6. Caracterización de la subdivisión “Estrecho”. Marine Plan. Universidad de Sevilla. 46 pp.

- Sudaryanto A, Takahashi N, Iwata H, Tanabe S, Ismail A., 2004. Contamination of butyltin compounds in Malaysian marine environments. *Environ Pollut* 130:347–58.
- Suresh, K., Ahamed, M.S., Durairaj, G., Nair, K.V.K., 1993. Impact of power plant heated effluent on the abundance of sedentary organism, off Kalpakkam, east coast of India. *Hydrobiologia* 268, 109–114.
- Svane, I. and Petersen, J.K., 2001. On the problems of epibioses, fouling and artificial reefs, a review. *Marine Ecology. Pubblicazioni Della Stazione Zoologica di Napoli*, 22, 169–188.
- Takeuchi, I., Takahashi, S., Tanabe, S., Miyazaki, N., 2004. Butyltin concentrations along the Japanese coast from 1997 to 1999 monitored by *Caprella* spp. (Crustacea: Amphipoda). *Marine Environmental Research* 57, 397-414.
- Tang, C.W.Y, C.C.M. Ip, G, Zhang, P.K.S., Shin, P.Y., Qian and X.D. Li., 2008. The spatial and temporal distribution of heavy metals in sediments of Victoria Harbour, Hong Kong, *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 57, pp. 816-825.
- Taniguchi, H. and M. Tokeshi, 2004. Effects of habitat complexity on benthic assemblages in a variable environment. *Freshwater Biology* 49: 1164_1178.
- Taylor P. and Littler M., 1982. The roles of compensatory mortality, physical disturbance, and substrate retention in the development and organization of a sand-influenced, rocky-intertidal community, *Ecology* 63, 135–146 pp.
- Teixeira T.P., Neves L.M. and Araujo F.G. (2009) Effects of a nuclear power plant thermal discharge on habitat complexity and fish community structure in Ilha Grande Bay, Brazil. *Marine Environmental Research* 68, 188–195.
- Templado, J., J. Guallart, M. Calvo, P. Cabezas, I. Acevedo, A. Machordom, and A. A. Luque, 2006. Inventario y seguimiento de *Patella ferruginea* en España, así como la elaboración de una propuesta de estrategia de conservación de la especie. Informe final. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, Spain.

- Ter Braak, C. J. F., 1986. Canonical Correspondence Analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis, *Ecology* 67, 1167-1179 pp.
- Thackray, M.A., 1992. Marinas and the Environment in Australia—Facts and Fantasies. Fourth Ports and Harbours Conference, Sydney. Institute of Engineers, Australia. Sydney.
- Thompson R.C., Crowe T.P. and. Hawkins S.J, 2002. Rocky intertidal communities: past environmental changes, present status and predictions for the next 25 years, *Environmental Conservation* **29**, pp. 168–191 pp.
- Thrush SF, Dayton PK. 2002. Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging - implications for marine biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33: 449-473.
- Thrush, SF, Gray JS, Hewitt JE, Uglund KI. 2006. Predicting the effects of habitat homogenization on marine biodiversity. 2006. *Ecological Applications*, 16 (5): 1636-1642.
- Tolosa, I., Merlini, L., De Bertrand, N., Bayona, J.M., Albaiges, J., 1992. Occurrence and fate of tributyl- and triphenyltin compounds in western Mediterranean coastal enclosures. *Environmental Toxicology and Chemistry* 11, 145-155.
- Tsuchiya, M. and Nishihira, M., 1985. Islands of *Mytilus* as a habitat for small intertidal animals: effect of island size on community structure. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 25: 71-81
- Turner, S.J., Thrush, S.F., Cummings, V.J., Hewitt, J.E., Wilkinson, M.R., Williamson, R.B., Lee, D.J., 1997. Changes in Epifaunal assemblages in response to marina operations and boating activities. *Marine Environmental Research* 43, 181–199.

- Turner, S.J., Thrush, S.F., Hewitt, J.E., Cummings, V.J., Funnell, G., 1999. Fishing impacts and the degradation or loss of habitat structure. *Fisheries Management and Ecology*, 6: 401-420.
- Underwood, A. J., 2004. Landing on one's foot: small-scale topographic features of habitat and the dispersion of juvenile intertidal gastropods. *Marine Ecology Progress Series* 268, 173-182
- Underwood A. J., 1997. *Experiments in Ecology: Their Logical Design and Interpretation Using Analysis of Variance*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Underwood, A.J., 1980. The effects of grazing by gastropods and physical factors on the upper limits of distribution of intertidal macroalgae, *Oecologia* 46 (1980), 201–213 pp.
- Underwood A.J., 1981. Structure of a rocky intertidal community in New South Wales: patterns of vertical distribution and seasonal changes, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **51**, pp. 57–85.
- Underwood, A. J., 1985. Physical factors and biological interactions: The necessity and nature of ecological experiments. In: Moore, P. G. and R. S. Seed (eds), *The Ecology of Rocky Coasts*. Hodder and Stoughton, London: 372–390.
- Underwood ,A. J., 1991. Beyond BACI: experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in national populations :., *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 42(5), pp 569–587.
- Underwood, A. J., 1997. *Experiments in Ecology: Their Logical Design and Interpretation Using Analysis of Variance*. Cambridge University Press, Cambridge.

- Underwood, A. J., 1994: On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecol. Appl.*, 4: 3-15 pp.
- Underwood, A.J. and Chapman, M.G., 1989. Experimental analyses of the influences of topography of the substratum on movements and density of an intertidal snail, *Littorina unifasciata*. *J Exp Mar Biol Ecol* 134:175-196.
- Underwood, A. J. and P. G. Fairweather, 1989. Supply-side ecology and benthic marine assemblages. *TREE* 4: 16–20.
- UNEP, 2005. Borrador del Protocolo de Gestión Integrada de las Zonas Costeras Mediterráneas. Plan de Acción Mediterráneo, Programa Ambiental de Naciones Unidas.
- Useo García J., Gracia Manarillo I., Leal Gallardo, A. y Fraidias Amarillo J., 2000. Litorales y Bahías. Bahía de Algeciras. Calidad de las Aguas y Sedimentos del Litoral de Andalucía; Plan de Policía (1995-1998). Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. 38-44 pp.
- Vadas, R. L., 1979 Abiotic diseases in seaweeds: Thermal effluents as causal agents, *Experientia*, 35: 435–437.
- Vadas R., Johnson S. and Norton T., 1992. Recruitment and mortality of early post-settlement stages of benthic algae, *Br. Phycol. J.* 27, 331–351 pp.
- Vadas, R. L., M. Keser and B. Larson, 1978. Effects of reduced temperatures on previously stressed populations of an intertidal alga. In: Thorp, J. H. and J. W. Gibbons (eds), *Energy and Environmental Stress in Aquatic Systems*, DOE Symposium Series. (Conf-771114) National Technical Information Service, Springfield, Virginia, USA.

- Valdés J. and Sifeddine A., 2009. Composición elemental y contenido de metales en sedimentos marinos de la bahía Mejillones del Sur, Chile: evaluación ambiental de la zona costera. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 37(2): 131-141
- Valkirs, A.O., Seligman, P.F., Haslbeck, E., Caso, J.S., 2003. Measurement of copper release rates from antifouling paint under laboratory and in situ conditions: Implications for loading estimation to marine water bodies. *Marine Pollution Bulletin* 46, 763–779.
- Valladares, F.R. and Pearcy, W., 1997. Interactions between water stress, sun-shade acclimation, heat tolerance and photoinhibition in the sclerophyll *Heteromeles arbutifolia*. *Plant, Cell and Environment* 20, 25–36.
- Vallega, A., 2001. Urban waterfront facing integrated coastal management. *Ocean and Coastal Management* 22, 379–410.
- Vallejo Villata I., Sánchez Rodríguez E. and Ojeda Zújar J. 2000. Transformaciones Territoriales y de la Dinámica Litoral en la Bahía de Algeciras: Aplicaciones de los SIG y la Teledetección. *Tecnologías Geográficas para el Desarrollo Sostenible* Departamento de Geografía. Universidad de Alcalá, 2000: 148-163.
- Vallentyne J.R., 1999. Extending causality in the Great Lakes basin ecosystem, *Aquatic Ecosystem Health Management* 2, pp. 229–237.
- Van den Hurk P, Eertman RHM, Stokhorst J., 1997. Toxicity of harbour canal sediments before dredging and after off-shore disposal. *Mar Pollut Bull* 34(4):244 – 249.
- Vaselli S., Bulleri F. and Benedetti-Cecchi L., 2008. Hard coastal-defence structures as habitats for native and exotic rocky-bottom species. *Marine Environmental Research* 66 395–403.

- Verlaque, M., Giraud, G. and Boudouresque, C.F., 1981. Effects of a thermal power plant on the Mediterranean marine hythobenthos: the area of high frequency temperature changes. *Botanica Marina* 24, 69–87.
- Villaescusa-Celaya, J.A., Gutiérrez-Galindo, E.A. and y Flores-Muñoz, G., 2000. Heavy metals in the fine fraction of coastal sediments from Baja California (México) and California (USA). *Environmental Pollution* 108, pp. 453–462
- Volkman, J. K., Holdsworth, D. G., Neil, G. P. y Bavor, H. J. Jr., 1992. Identification of natural, anthropogenic and petroleum hydrocarbons in aquatic sediments. *Science of the Total Environment*, 112, 203-219.
- Wahl, M. 2009. Marine hard bottom communities: Patterns, dynamics, diversity, and change; Caldwell MM, Heldmaier G, Jackson RB, Lange OL, Mooney HA, et al., editors. Berlin, Heidelberg: Springer. 445 pp.
- Walker, H.J., 1988. Artificial structures and shorelines. Boston, MA: Kluwer Academic Publishers.
- Walker, T.A. and O'Donnell, G., 1981. Observations on nitrate, phosphate and silicate in Cleveland Bay, North Queensland, *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, vol. 32, 877-887 pp.
- Walton, W.C., MacKinnon, C., Rodriguez, L.F., Proctor, C. and Ruiz, G.M. 2002. Effect of an invasive crab upon a marine fishery: green crab, *Carcinus maenas*, predation upon a venerid clam, *Katelysia scalarina*, in Tasmania (Australia). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 272: 171-189.
- Watkinson, A.J., O'Neil, J.M. and Dennison, W.C. 2005. Ecophysiology of the marine cyanobacterium, *Lyngbya majuscula* (Oscillatoriaceae) in Moreton Bay, Australia. *Harmful Algae*, 4: 697-715.

- Warner, R.R., 1984. Mating behavior and hermaphroditism in coral reef fishes. *American Scientist* 72, 128–136.
- Warren, C.R. 2008 Soil water deficit decreases the internal conductance to CO₂ transfer but atmospheric water deficits do not. *J. Exp. Bot.* **59**: 327-334.
- Weih, M. and Karlsson, P.S., 1987. The nitrogen economy of mountain birch seedlings: implications for winter survival. *Journal of Ecology* 87, 211–219.
- Wilcove, D.S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A. and Losos, E., 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience* 48(8), 607–615
- Williams, G.R., 1994. The relationship between shade and molluscan grazing in structuring communities on a moderately-exposed tropical rocky shore. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 178, 79-95.
- Williams, G.A. and Morritt, D., 1995. Habitat partitioning and thermal tolerance in a tropical limpet, *Cellana grata*. *Marine Ecology Progress Series*, 124, 89–103.
- Williamson, M.H. and Lawton, J.H. 1991. Fractal geometry of ecological habitats. In: Bell SS, McCoy ED, Mushinsky HR (eds) *Habitat structure. the physical arrangement of objects in space*. Chapman and Hall, New York, p 69-86
- Wilson, F. S., 1990. Temporal and spatial patterns of settlement: a field study of molluscs in Bogue Sound, North Carolina. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 139: 201_220
- Wilson, J.G., 1981. Temperature tolerance of circatidal bivalves in relation to their distribution. *Journal of Thermal Biology* 6, 279–286.
- Winter, J.V., Conner, D.A., 1978. *Power Plant Siting*. Van Nostrand Reinhold Environmental Engineering Series. Litton Educational Publishing, Inc., New York, pp. 61–81.

- Witt J, Schroeder A, Knust R, Arntz WE. 2004. The impact of harbour sludge disposal on benthic macrofauna communities in the Weser estuary. *Helgol Mar Res* 58:117–28.
- Wolfe D.A., 1996. Insights on the utility of biomarkers or environmental impact assessment and monitoring, *Human and Ecological Risk Assessment* 2, pp. 245–250.
- Woodin, S. A., 1986. Settlement of infauna: Larval choice? *Bull. Mar. Sci.* 39: 401–407.
- Woodin, S.A., 1978. Refuges, disturbance, and community structure: a marine soft-bottom example. *Ecology*. Vol. 59, pp. 274–284.
- Whorff, J.S., Whorff, L.L. and Sweet, M.H., 1995. Spatial variation in an algal turf community with respect to substratum slope and wave height. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 75, 429–444.
- Wright, W. G., 1983. Species-energy theory: an extension of the species-area theory. *Oikos* 41: 496–506
- Young, D., Alexander, G.V., McDermott-Ehrlich, D., 1979. Vessel related contamination of southern California harbours by copper and other metals. *Marine Pollution Bulletin* 10, 50–56.
- Zmarzly, D.L., T.D. Stebbins, D. Pasko, R.M. Duggan, and K.L. Barwick. 1994. Spatial patterns and temporal succession in soft-bottom macroinvertebrate assemblages surrounding an ocean outfall on the southern San Diego shelf: Relation to anthropogenic and natural events. *Marine Biology* 118:293–307 pp.

- Zoumis, T., Schmidt, A., Grigorova, L., Calmano, W., 2001. Contaminants in sediments: remobilisation and demobilisation. *The Science of the Total Environment* 266, 195–202.



ANEXO



ANEXO

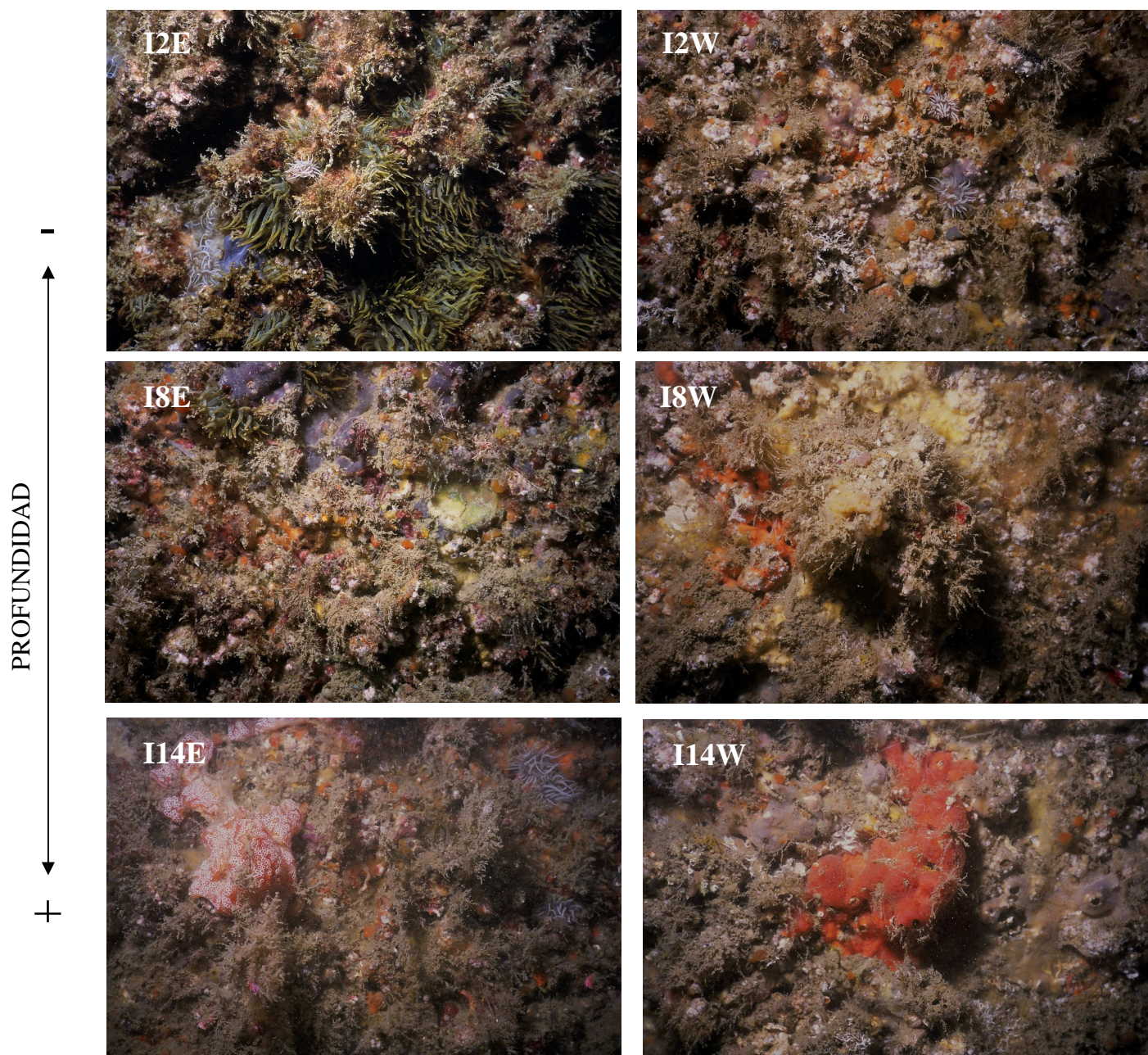


Figura 20.- Comunidades sublitorales asentadas sobre las columnas del pantalán. I: Fila Izquierda; 2: 2m; 8: 8m; 14: 14m; E: Orientación Este; O: Orientación Oeste.

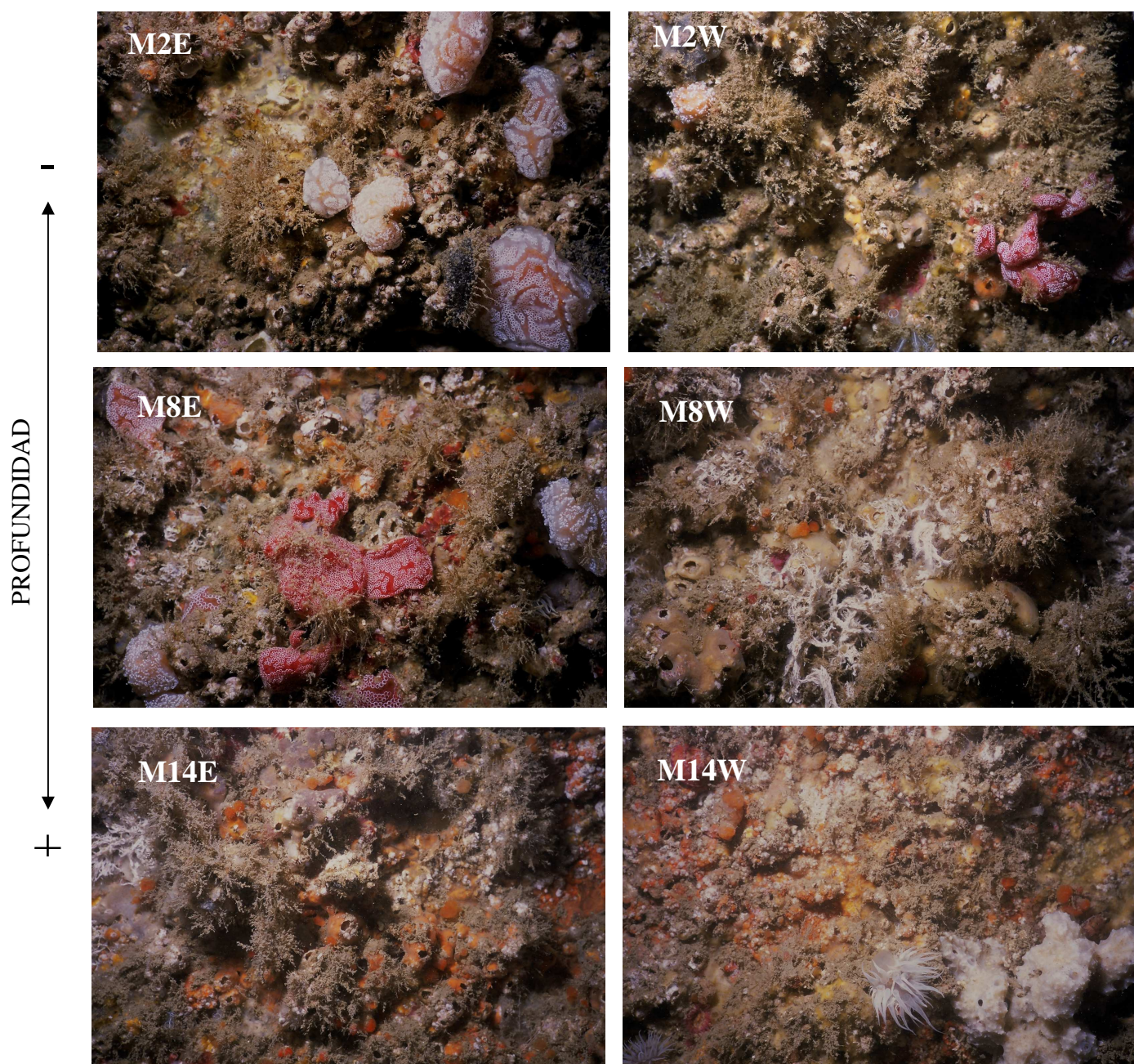


Figura 21.- Comunidades sublitorales asentadas sobre las columnas del pantalán. M: Fila Media; 2: 2m; 8: 8m; 14: 14m; E: Orientación Este; O: Orientación Oeste.

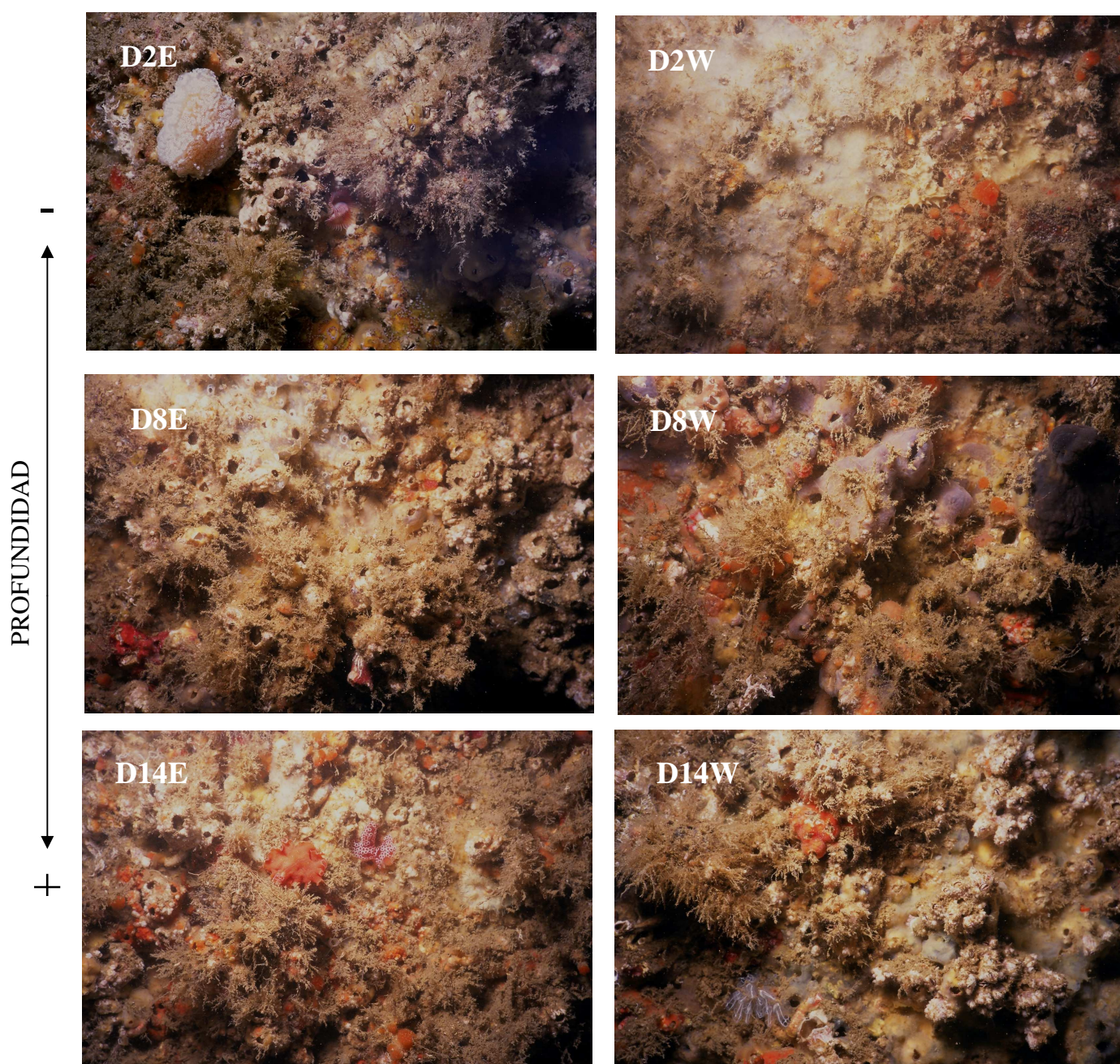
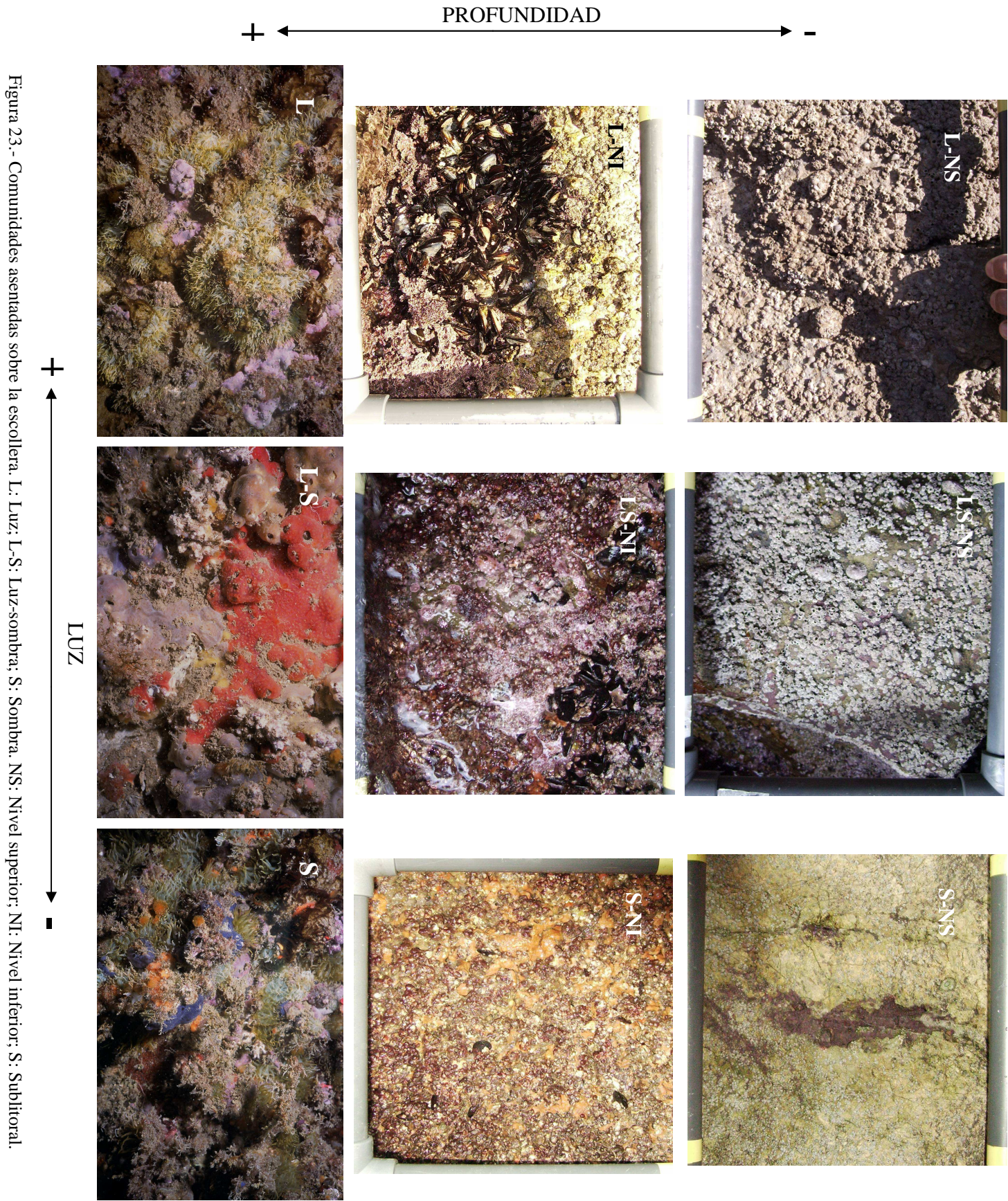
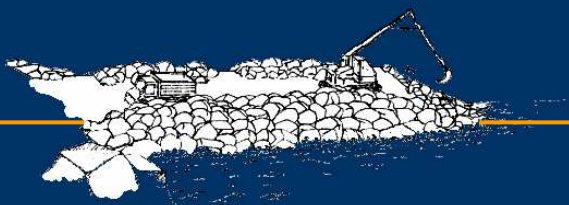
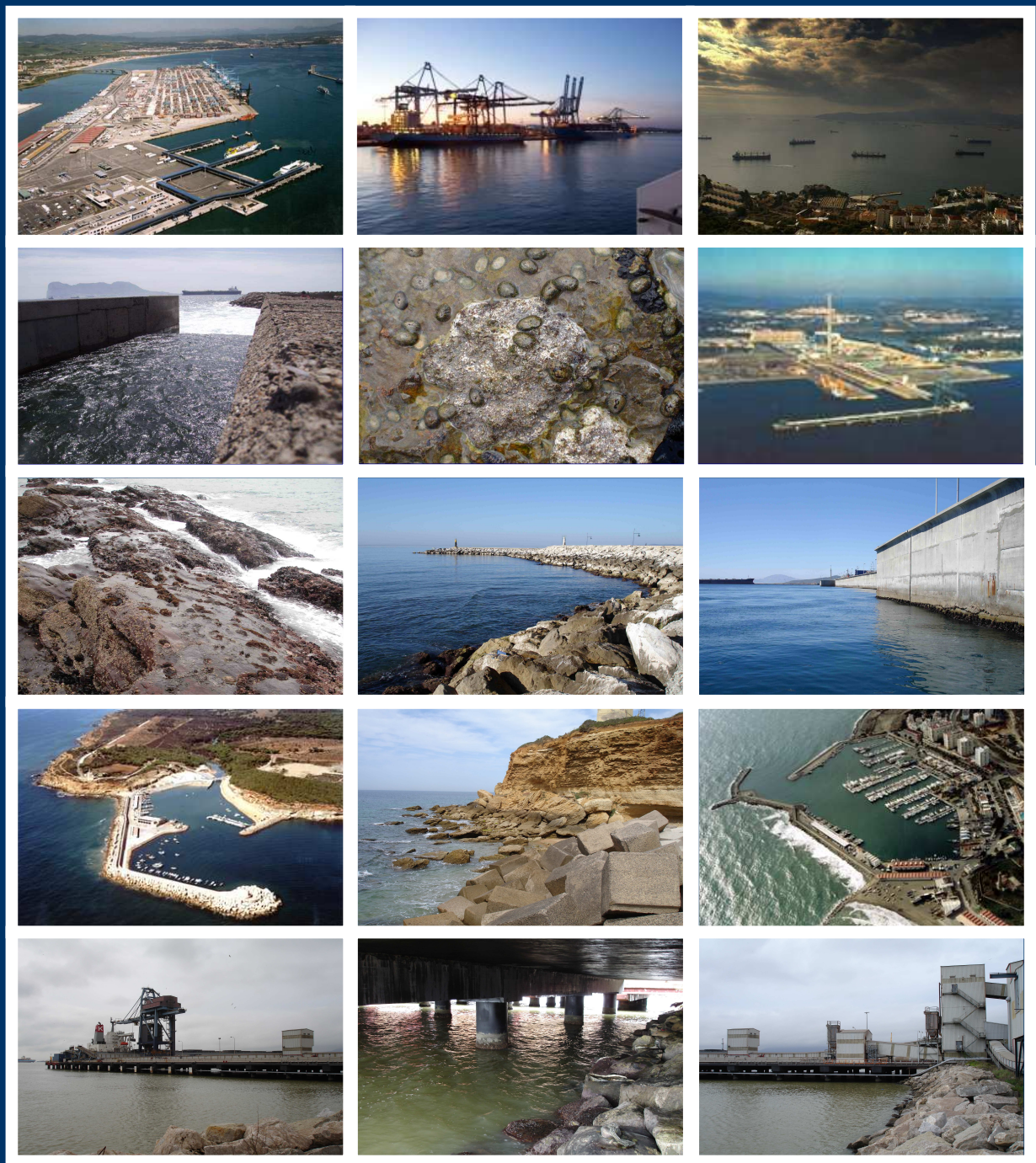


Figura 22.-: Comunidades sublitorales asentadas sobre las columnas del pantalán. D: Fila Derecha; 2: 2m; 8: 8m; 14: 14m; E: Orientación Este; O: Orientación Oeste.





LABORATORIO DE BIOLOGÍA MARINA
UNIVERSIDAD DE SEVILLA

